

DEBRECENI EGYETEM
Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma
Mezőgazdasági-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar

KERPELY KÁLMÁN NÖVÉNYTERMESZTÉSI, KERTÉSZETI ÉS REGIONÁLIS
TUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA
Doktori iskola vezető:
Prof. Dr. Nagy János
MTA doktora

Témavezető:
Prof. Dr. Tamás János
egyetemi tanár

**Hulladékokból összeállított komposztok degradációs folyamatainak
nyomon követése**

Készítette:
Hunyadi Gergely
doktorjelölt

Debrecen, 2012.

Hulladékokból összeállított komposztok degradációs folyamatainak nyomon követése

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében Agrártudományok területén
Növénytermesztési és kertészeti tudományágban

Írta: Hunyadi Gergely, okleveles környezetgazdálkodási agrármérnök

Készült a Debreceni Egyetem Kerpely Kálmán Növénytermesztési, Kertészeti és
Regionális Tudományok Doktori Iskola doktori iskolája
(Növénytermesztési és kertészeti tudományok doktori program) keretében

Témavezető: Prof. Dr. Tamás János

A doktori szigorlati bizottság:

Név:	Tudományos fokozat:
elnök: Prof. Dr. Thyll Szilárd	CSc.
tagok: Dr. Juhász Csaba	Ph.D.
Dr. Simándi Péter	Ph.D.

A doktori szigorlat időpontja: 2010. november 30.

Az értekezés bírálói:

Név:	Tudományos fokozat:
Prof. Dr. Simon László	DSc.
Prof. Dr. Füleky György	CSc.

A bírálóbizottság:

Név:	Tudományos fokozat:	Aláírás:
_____		_____
_____		_____
_____		_____
_____		_____
_____		_____
_____		_____

Az értekezés védésének időpontja: 2012. _____

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	5
1.1. Téma jelentősége, aktualitása	5
1.2. A kutatás célkitűzései	7
2. Szakirodalmi áttekintés	9
2.1. A komposztálás fogalma, jelentősége.....	9
2.2. A komposztálás alapanyagai.....	10
2.2.1. <i>Ipari, mezőgazdasági hulladékok, szennyvíziszapok</i>	11
2.2.2. <i>Trágyák</i>	13
2.2.3. <i>Zöldhulladék</i>	13
2.2.4. <i>Állati eredetű termékek és hulladékok</i>	14
2.2.5. <i>Lakossági szilárd hulladék</i>	15
2.2.6. <i>Konyhai és ételhulladékok</i>	15
2.2.7. <i>A komposzt kiegészítő adalékanyagai</i>	16
2.3. A komposztálás folyamata	17
2.4. A komposztálás biológiai alapjai	19
2.5. A komposztálás folyamatát befolyásoló tényezők.....	21
2.5.1. <i>A szén/nitrogén arány</i>	21
2.5.2. <i>A nedvességtartalom</i>	22
2.5.3. <i>Az oxigénellátás</i>	23
2.5.4. <i>A pH</i>	24
2.5.5. <i>Fémek, káros sótartalom</i>	25
2.5.6. <i>A szemcseméret, szemeloszlás, homogenitás</i>	25
2.5.7. <i>A hőmérséklet</i>	26
2.6. Komposztálási technológiák	28
2.6.1. <i>Nyílt komposztálási rendszerek</i>	30
2.6.2. <i>Félig zárt komposztálási rendszerek</i>	30
2.6.3. <i>Zárt, reaktor típusú komposztálási rendszerek</i>	32
2.6.4. <i>Vermikomposztálás</i>	32
2.6.5. <i>A komposztálási technológiák környezeti hatásai</i>	33
2.7. Komposztérettség, komposztminősítés.....	33
2.7.1. <i>Az éretlen komposzt hatása a talajra</i>	33
2.7.2. <i>Fizikai érettség-vizsgálatok</i>	35
2.7.3. <i>Kémiai érettség-vizsgálatok</i>	36
2.7.4. <i>Mikrobiológiai érettség-vizsgálatok</i>	37
2.7.5. <i>Növények biológiai vizsgálatai</i>	39
2.7.6. <i>Humuszfrakciók vizsgálata</i>	39
2.8. Komposztok alkalmazása, elhelyezése	40
3. Anyag és módszer	43
3.1. Vizsgált komposztalapanyagok jellemzése	43
3.1.1. <i>Primer, növényi eredetű anyagok</i>	43
3.1.2. <i>Szekunder, állati eredetű anyagok</i>	44
3.1.3. <i>Tercier anyagok</i>	45
3.2. Kísérleti beállítások	47
3.2.1. <i>Nyílt prizmás komposztálási technológia</i>	48
3.2.2. <i>Zárt, intenzív, levegőztetett, zárt komposztálási technológia</i>	49
3.3. Elvégzett vizsgálatok és alkalmazott eszközök	51
3.3.1. <i>A degradációs folyamatok modellezésének módszere</i>	54

3.3.2. <i>A reflektancia meghatározásának módszertani alapjai</i>	55
3.3.3. <i>A homogenitás-vizsgálatok módszere</i>	56
3.3.4. <i>A hőfelvételek feldolgozása</i>	58
3.4. Az adatok kiértékelésének statisztikai és elemzési módszerei, alkalmazott szoftverek.....	61
4. Eredmények	63
4.1. Különböző alapanyagok és keverési arányok hatása a végtermék minőségére, degradációt befolyásoló szerepük.....	63
4.1.1. <i>Különböző keverési arányok hatása a komposztvégtermék minőségére</i>	63
4.1.2. <i>A komposzt fizikai állapotváltozása</i>	67
4.2. A degradáció során lezajló folyamatok modellezése.....	68
4.3. Reflektancia szerepe a komposztanyagok keverési arányának meghatározásában	71
4.4. Ex situ és in situ homogenitás-vizsgálati eljárások összehasonlítása	75
4.4.1. <i>Ex situ homogenitás-vizsgálati eljárások</i>	75
4.4.2. <i>In situ homogenitás-vizsgálati eljárások</i>	78
4.5. Oxigénviszonyok és hőmérséklet-eloszlás vizsgálata a komposztprizma belsejében.....	80
4.5.1. <i>Eloszlásvizsgálatok a nyílt prizmás technológia esetében</i>	80
4.5.2. <i>Eloszlásvizsgálatok a zárt technológia esetében</i>	96
4.6. Az eltérő hőmérsékletű pontok kialakulásának okai	97
4.7. A belső hőmérséklet és a felszíni hőfelvételek közötti összefüggések.....	99
4.8. Az aerob degradáció matematikai vizsgálata.....	104
4.9. A reflektancia alkalmazhatósága a komposztérettég meghatározásában.....	106
4.10. A gáztartalom változása a tartózkodási idő folyamán	109
5. Következtetések, javaslatok	115
6. Eredmények értékelése	121
6.1. Új tudományos eredmények	121
6.2. Az eredmények gyakorlati alkalmazhatósága.....	121
7. Összefoglalás	123
8. Summary	126
8. Felhasznált irodalom	130
9. Publikációs tevékenység az értekezés témakörében	148
Mellékletek	151

1. Bevezetés

1.1. Téma jelentősége, aktualitása

Az 1990-es évek elején bekövetkezett politikai, gazdasági és társadalmi rendszerváltás jelentős változásokat hozott a mezőgazdaságban, melynek következményeként lényegesen átalakult a mezőgazdaság tulajdonosi és üzemi szerkezete. A korábbi nagyüzemeket tömegesen váltották fel a mikro-, kis- és középvállalkozások, egyéni gazdálkodók, amely a birtoktulajdon felaprózását eredményezte (Molnár és Farkasné, 2003).

A tulajdonviszonyok megváltozásával eltávolodott egymástól a mezőgazdaság két fő ágazata a növénytermesztés és az állattenyésztés, amely az egyes vállalatok jövedelmezőségét tovább rontotta. A hatékonyság meggyengülése az állatállomány drasztikus visszaesésével párosult. Az 1970-es évekhez képest mind a szarvasmarha-állomány, mind a sertésállomány több mint 40%-al csökkent (Baranyai és Takács, 2007).

Az állatállomány negatív változása maga után vonta a szerves trágya mennyiségének csökkenését is. A '70-es években évente körülbelül 15 millió tonna szerves trágyát használtak fel. Ez az érték 2000-re 5 millió tonnára csökkent (KSH, 2000). A '90-es évek elejéig ezt a változást a műtrágyahasználat térhódítása is fokozta. A növekvő műtrágya-mennyiségek termésmnövelő hatásuk mellett azonban kihatnak a talaj tulajdonságaira, illetve a talajéletre is.

A gazdasági növények tápanyag-igényéhez igazított műtrágyaadagok ugyanis a növény igényeit fedezhetik, de hosszú távon nem járulnak hozzá a talaj szervesanyag-tartalmának fenntartásához. Ráadásul a kijuttatandó hatóanyag megtervezésekor nem vesszük figyelembe a talajban élő mikroorganizmusok tápanyagigényét sem, amelyek így a talaj tartalékaiból kénytelenek fedezni szükségleteiket – ezzel is csökkentve a talaj tápanyagbázisát, tápanyag-szolgáltató képességét. A szerves vegyületek, humuszanyagok kivonása a talaj tulajdonságainak romlásához, a talaj degradációjához vezethet, ami akár a mezőgazdasági művelés ellehetetlenítését is eredményezheti (Dobos, 1999).

A fent említett következmények elkerülésének érdekében, valamint a talajok kedvező tulajdonságainak fenntartásához elengedhetetlen a szerves anyagok pótlása. A szervesanyag-igény biztosításának egyik lehetőségét adja a komposztálás. Az

alapanyagok helyes megválasztásával, a degradációs folyamatok kontrollálásával, a meghatározó paraméterek folyamatos ellenőrzésével stabil, a tápanyag-visszapótlásban felhasználható végterméket nyerhetünk (*Filep, 1999*). A komposztálás széles alapanyag bázisa ráadásul lehetővé teszi – szigorú feltételek betartása mellett – különböző szerves hulladékok ártalmatlanítását is.

A Nemzeti Települési Szennyvízelvezetési és -tisztítási Megvalósítási Program célkitűzéseinek teljesítésével egyre növekvő mennyiségű, a települési folyékony hulladékok tisztítása során képződő szennyvíziszap keletkezésével kell számolnunk az elkövetkezendő években (*Petróczki, 2005*). A növekvő mennyiség ártalmatlanítása, illetve elhelyezése megoldandó feladat, hiszen az Európai Tanács *1999/31/EK irányelve* és az Országos Hulladékgazdálkodási Terv II. egyértelműen fogalmaznak a tekintetben, hogy a biológiailag kezelhető hulladékok – mint értékes energiaforrások – depóniákon történő elhelyezését csökkenteni kell. A jogszabályi elvárásoknak eleget téve a keletkező szerves hulladékokat a mezőgazdaságban, a biogáztermelés során, vagy komposzt-előállításra érdemes felhasználni.

A szennyvíziszap önmagában is jelentős növényi tápanyag-potenciállal bír, de közvetlen szántóföldi elhelyezhetőségét káros elemtartalma, valamint patogén kórokozói nagymértékben korlátozhatják (*Szili-Kovács, 1985; Tamás, 1990; Simon et al, 2000*). Komposzt alapanyagként ugyanakkor általában jól hasznosítható, ugyanis az aerob folyamatok, illetve a magas hőmérséklet hatására a – nehézfém-tartalom kivételével – kedvezőtlen tulajdonságait elveszíti, viszont szerves vegyületei a talaj számára fontos humuszanyagokká alakulnak át (*Uri, 2007*).

A szennyvíziszap aerob degradációja tehát egy olyan lehetőség, amellyel az iszap stabilizálása, illetve ártalmatlanítása mellett egy, a mezőgazdaságban felhasználható anyagot nyerhetünk. A szennyvíziszap önmagában történő komposztálása azonban a szűk C/N arány, valamint a magas nedvességtartalom miatt nem kézenfekvő megoldás; adalékanyagok hozzáadásával azonban hatékonyan alkalmazható a különböző aerob biodegradációs technológiákban. *Amlinger et al. (2004)* kiemeli, hogy a különböző eredetű kommunális jellegű szerves hulladékok (pl. parkfenntartási hulladékok, szelektíven gyűjtött szerves lakossági hulladékok, élelmiszeripari hulladékok stb.), valamint egyéb adalékanyagok felhasználásával olyan keverék- és technológiavariánsokat kell meghatározni, amelyek a fent említett hulladékok ártalmatlanítása mellett értékesíthető, állandó minőségű stabilizált végterméket eredményeznek.

A szennyvíziszap mellett, a BSE betegség feltűnését követő szigorúbb Európai Unió és hazai szabályozás révén, megoldandó problémát jelent a vágóhídi hulladékok kezelése, illetve ártalmatlanítása is. A 71/2003. (VI.27.) FVM rendelet alapján ugyanis jelenleg a vágóhídi hulladékokból, valamint az elhullott állati tetemekből nem nyerhető takarmányozási célú végtermék, vagyis az eddigi fehérje-feldolgozási technológiák egyre inkább csak az állategészségügyi szempontból kockázatosnak minősített hulladékok ártalmatlanítására fognak korlátozódni. A csontliszt, tolliszt vagy húsliszt formájában kinyert értékes alkotók erőműi elégetése ugyanis nemcsak energetikailag gazdaságtalan, de környezetvédelmi szempontból is aggályos (Kádár et al., 2009). Az említett jogszabály alapján az úgynevezett „második és harmadik osztályba” sorolt állati eredetű hulladékok előkezelés utáni komposztálása nemcsak gazdaságosabb, de környezetkímélőbb eljárás, mely a növényi tápanyagok természetes körforgásának is megfelel. Ilyen típusú hulladékok üzemi komposztálásnak ugyanakkor nincs olyan kidolgozott technológiája, mely stabil, szagtalan, az állategészségügyi feltételeknek minden körülmények között megfelelő végterméket eredményezne. Az állati eredetű hulladékok szűk C/N aránya olyan receptúrák összeállítását igényli, melyek az előző feltételek teljesülése mellett eladható terméket képesek produkálni (Ragályi és Kádár, 1998).

1.2. A kutatás célkitűzései

A kutatás általános célja egyrészt olyan szennyvíztisztítási, illetve állattenyésztési eredetű hulladékokra alapozott komposztálási technológiák vizsgálata volt, amelyek megoldást jelenthetnek a szennyvíziszap, valamint a vágóhídi hulladékok – tápanyag tartalmának és kedvező tulajdonságainak kihasználása mellett – környezetbarát elhelyezésének problémájára. Célul tűztem ki továbbá a lebomlási folyamatokat befolyásoló, a végtermék stabilitása szempontjából meghatározó paraméterek vizsgálati módszerének fejlesztését is.

Részletes kutatási célkitűzések:

1. a szennyvíztisztítási eredetű, valamint az állattenyésztési eredetű hulladékokra alapozott komposztálási technológiák vizsgálata,
2. a nyílt prizmás komposztálási technológia és alapanyag-keverékek végtermékre gyakorolt hatásának értékelése anyagmérleg modellek segítségével,

3. a keverési arány ellenőrzése, a komposztprizma homogenitásának vizsgálata,
4. a komposztprizma felszínén tapasztalt hőmérséklet különbségek okai, illetve a felszíni és a belső hőmérséklet közötti kapcsolat értékelése,
5. a komposztálás során végbemenő degradációs folyamatok nyomon követése hőmérséklet, reflektancia és gáz-koncentráció alapján, illetve az említett paraméterek közvetlen mérési módszereinek kidolgozása,
6. a komposztérettség új *in situ* meghatározási módszerének kidolgozása.

2. Szakirodalmi áttekintés

2.1.A komposztálás fogalma, jelentősége

A komposztálás a szervesanyag-tartalmú hulladékok ártalmatlanításának régóta ismert és alkalmazott módszere (Jaush, 1996). Fogalmát nehéz általánosságban meghatározni. Bakos (1994) szerint a komposztálás hulladékanyagok átalakítása trágyázásra alkalmas anyaggá. Kárpáti (2002) megfogalmazásában a komposztálás a szerves anyagok bizonyos értelmű biológiai lebomlása és stabilizálódása, amely a folyamat során keletkező hő hatásával lehetővé teszi a termék gyorsabb előállítását. Termikus stabilizálás révén a nem kívánatos patogén szervezeteket és a csírázásra kész magvakat is elpusztítja, a spórások azonban benne maradnak. A fogalom tágabb értelmezését Filep (1999) adja, mely szerint a komposztálás olyan aerob körülmények között lejátszódó folyamat, amely során a bonyolult szerves vegyületek a mikroorganizmusok élettevékenysége révén egyszerű alapvegyületekre bomlanak, széndioxidra, szulfátra, nitrátra és vízre, valamint a nem ásványosodott anyagokból humuszanyagok keletkeznek. Ez a folyamat tulajdonképpen megegyezik azokkal a természetes folyamatokkal, amelyek a talajban játszódnak le: a mineralizációval és a humifikációval. A könnyen bontható szerves anyagok, optimális feltételek között gyorsan mineralizálódnak, míg a nehezen bontható vegyületek jelentős része polimerizálódva és N-tartalmú anyagokkal összekapcsolódva nagy molekulájú, viszonylag stabil új vegyületekké, humuszanyagokká alakulnak.

A komposztálás a hulladékanyagok stabilizálásának egy lehetséges módja, amely az alapanyagok megfelelő összetételét, valamint levegőztetését igényli a szükséges termofil hőmérséklet-tartomány elérése érdekében. Az utóbbin a 45-50°C feletti hőmérséklet elérése és tartós fenntartása értendő, amely a patogén szervezetek és csíráképes magvak elroncsolásának alapvető feltétele.

Kanat és munkatársai (2006) szerint a komposztálás nem pusztán hulladék-ártalmatlanítási eljárás, hanem a keletkező hulladék térfogatának csökkentésére, környezetre potenciálisan veszélyt jelentő tulajdonságainak mérséklésére, illetve megszüntetésére irányuló mikrobiológiai tevékenység, amely növényi tápanyagként felhasználható, stabil végterméket eredményez.

Az eljárás végterméke a földszerű kb. 40-50 m/m% nedvességtartalmú anyag, mely humuszképző, szerves- és növényi tápanyag-tartalma miatt a mezőgazdaságban

hasznosítható. A folyamatnak köszönhetően ez már nem tartalmaz kórokozókat (Barótfi, 2000).

A komposzt tápanyagainak felszabadulásához sokkal több idő kell, mint a műtrágyákéhoz, így nem okoznak tápanyag-vesztést felhasználásuk során. A komposzt behatárolását azokkal a funkciókkal szokás pontosítani, melyeket a komposztálásnak a termék előállítása során biztosítani kell. Ilyenek például a stabil, humusz-szerű anyag és küllem, a kórokozó- és csíra mentesség, egyszerű kezelhetőség, rovar- és lárvamentesség, szagmentesség és a növények növekedésének kedvezőbbé tétele (Bueno et al., 2007).

A túltrágyázást és a szennyező anyagok felhalmozását a kijuttatandó komposzt mennyiségének maximalizálásával szeretnék elkerülni. Ezekben az esetekben nem a nehézfém tartalom a korlátozó tényező, hanem a tápanyag, azok közül is a nitrogén és a foszfor (Aleksza és Dér, 1998). Igaz, hogy optimális adagban alkalmazva a nitrogéntrágyák növelik legnagyobb mértékben a termést, túladagolásuk azonban számos kárt idézhet elő. A szükségesnél nagyobb mennyiségű nitrogén terméscsökkenést, káros nitrát felhalmozódást okoz, valamint rontja egyes termékek minőségét és tárolhatóságát (Loch, 2000).

Logsdén (1989), valamint Aleksza és Dér (1998) munkájukban megemlítik azt a tényt, hogy a komposztálást, mint szervesanyag-kezelési eljárást az ember ősidők óta ismeri és használja. Fontos azonban megemlíteni, hogy a komposztálási eljárások fejlesztésére, technológiai hatékonyságának növelésére irányuló kutatások az elmúlt fél évszázadban kezdődtek. A kutatások célja elsősorban az optimális lebomlási feltételek feltérképezése és stabil komposzt-végtermék előállítása.

2.2. A komposztálás alapanyagai

A természet megfelelő lebontó-képességgel rendelkezik a szerves anyagok feldolgozására, biológiai stabilizálására, amely alapján lehetséges nyersanyagként tekinthető minden biológiai úton bontható anyag, illetve hulladék. Gondot jelent azonban, hogy az egyenletesebb minőségben keletkező, tisztább hulladékok, néhány ipari hulladék, valamint megfelelő gyűjtés és előkezelés esetén a kerti hulladékok lehetnek csak alkalmasak a minőségi komposzt előállítására (Barótfi, 2000).

A komposztálás során alkalmazható nyersanyagokat csoportosíthatjuk a komposztálható szerves vegyületek alapján, a keletkezés helyétől függően, vagy veszélyességi fokuk szerint. (*Haug, 1993*).

Boross és Sajgó (1993), valamint *Dér* (2003) a komposztálható szerves vegyületeket különíti el. Egyrészt megkülönböztetik a szénhidrátokat, melynek legnagyobb részét a cellulóz és a hemicellulóz adja. A lignin, főleg az előző két vegyülettel összekapcsolódva alkot polimert. Szintén a szerves vegyületek egy-egy csoportját képezik a fehérjék és a lipidek.

Kárpáti (2002) a komposztálható anyagokat a keletkezés helye szerint csoportosítja. Így alapanyagként tekinti a mezőgazdasági termelés hulladékait, az élelmiszeripari feldolgozási hulladékokat, a legkülönbözőbb eredetű trágyákat, lakossági hulladékokat, bútorigipari és fafeldolgozási hulladékokat, a lakókörzetből összegyűjthető kerti hulladékokat, növényi maradványokat, fű- és faaprítékot, nem káros hatású egyéb ipari hulladékokat, valamint a lakossági szennyvíz tisztításánál keletkező szennyvíziszapot is. (A komposztálás során felhasználható alapanyagokat és jellemző tulajdonságaikat foglalja össze az *I. melléklet*.)

Veszélyességi fok szerint a toxikus komponenseket tartalmazó (pl. különböző ipari tevékenységek szerves hulladékai, növényvédőszer-maradványokat tartalmazó hulladékok), valamint nem tartalmazó anyagokat különböztetjük meg (*Kocsis, 2005*).

2.2.1. Ipari, mezőgazdasági hulladékok, szennyvíziszapok

Az Országos Hulladékgazdálkodási Terv szerint a mezőgazdaságban, valamint az élelmiszeriparban kb. 35 millió tonna hasznosítható biomassza képződik (*OHT II., 2009*).

Az élelmiszeriparból és mezőgazdaságból származó hulladékok közül általában a föld feletti növényi részek, vagy a feldolgozásból származó maradékok alkalmasak komposztálásra. Ilyen hulladékok például a burgonya-hulladékok, a keményítőiszap, a halfeldolgozási hulladékok, az almafeldolgozás maradékai, a szőlő-feldolgozási hulladékok, a csokoládégyártás során keletkezett hulladékok és a mezőgazdasági hulladékok. A felsorolás nem teljes, de jól szemlélteti a komposztálható állati és növényi eredetű hulladékok széles körét (*Inbar et al., 1988; Kárpáti, 2002*).

Az ipari szennyvíztisztítás során keletkező iszapok minőségét nagymértékben befolyásolja az alkalmazott ipari technológia is, így az egyes ipari termelésből származó

szerves hulladéknak lehet olyan káros és nem kívánatos kémiai, fizikai, valamint mikrobiológiai tulajdonsága, amely megakadályozza, vagy jelentős mértékben korlátozza az egymagában történő komposztálás lehetőségét. Ilyen esetekben ezeknek a hulladékoknak a kombinációja szennyvíziszapokkal, városi szilárd hulladékokkal, esetleg mezőgazdasági hulladékokkal könnyen komposztálható keveréket alkothat (Ziegenfuss et. al, 1991; Kocsis, 2005). A kezelést igénylő, veszélyes hulladékok közé tartozó iszapok mennyisége a '90-es évek termelésének 15%-ára, kb. 90 ezer tonnára esett vissza, köszönhetően a technológiai fejlesztéseknek.

Lakossági szennyvíziszap

Az Európai Unió szabályozásának és támogatásának, valamint a Nemzeti Települési Szennyvízelvezetési- és Tisztítási Program célkitűzéseinek köszönhetően a szennyvízhálózatba bekötött háztartások száma folyamatosan növekszik. Míg 1990-ben a háztartások 42,5%-a volt a szennyvízhálózatra kötve, addig 2002-ben a szennyvizeknek közel fele került összegyűjtésre, és annak 70%-a megfelelő biológiai tisztításra (Kárpáti, 2002; Kocsis, 2005).

A Vidékfejlesztési Minisztérium *Magyarország településeinek szennyvízelvezetési és –tisztítási helyzetéről* szóló 2010-ben kiadott tájékoztatója alapján az ártalmatlanított kommunális szennyvíz mennyisége 560 millió m³ volt. Az ebből keletkező szennyvíziszap (amely a szennyvíz mennyiségének mindössze 0,5-1%-át teszi ki) több mint 60%-a a mezőgazdaságban került elhelyezésre. A kijutattott szennyvíziszap kétharmada komposzt formájában került felhasználásra. A szennyvíziszap általános tulajdonságait foglalja össze az 1. táblázat.

1. táblázat

A biológiailag kezelt szennyvíziszap általános tulajdonságai (Vermes, 2001)

Szárazanyag-tartalom	átlagosan 2-5 m/m%
Szervesanyag-tartalom	a szárazanyag 40-60 m/m%-a
Összes nitrogén	a szárazanyag 1-4 m/m%-a
Foszfor (P ₂ O ₅)	a szárazanyag 1-1,5 m/m%-a
Kálium (K ₂ O)	a szárazanyag 0,2-0,5 m/m%-a

Az iszapban megjelennek a különböző mikroelemek – toxikus nehézfémek – is, melyek koncentrációját a kiindulási szennyvíz tulajdonságai, illetve az alkalmazott tisztítási eljárás határozza meg (Tamás, 1995).

A komposztált szennyvíziszap talajjavító hatása főleg a rossz vízgazdálkodású, szerves anyagokban szegény, biológiai aktivitásukban leromlott talajokon érvényesül. Különösen a kolloidszegény, ásványi homoktalajok, a savanyú homok- és erdőtalajok, a sekély termőrétégű váztalajok javításában használható fel sikerrel a szennyvíziszap-komposzt, míg erősen kötött talajokban éppen a túl tömör szerkezet lazításával hat előnyösen. A talajjavító hatás elsősorban annak köszönhető, hogy a komposzttal talajba vitt szerves anyagok növelik a talaj víztartó képességét, ami által csökkenhet a vízhiány okozta kár és a talajerózió mértéke (*Furhacker és Haberl, 1995; Bihariné, 2002; Weber et al., 2007*).

Az egyes szennyvízben található anyagok, visszamaradó részek mezőgazdasági és kertészeti hasznosításával kapcsolatban azonban a szabványelőírások, az előkészítési és komposztálási technológiai követelmények tartalmazzák a talajművelésben trágyakénti hasznosítás feltételeit (*Kosobucki et al., 2000*).

2.2.2. Trágyák

A házi állattartásból trágya napjainkban egyáltalán nem jelentkezik, mivel az közvetlen kiskerti felhasználásra kerül (*Kárpáti, 2002*). Az állattartásban azonban igen nagy fajlagos mennyiségű trágya keletkezik. Magyarországon az elmúlt évtizedekben az állattenyésztés zömében nagy telepekre koncentrálódott (*Baranyai és Takács, 2007*). A szarvasmarha és a juhtartás főként almos trágyát produkál, míg a sertéstartásban alkalmazott vízöblítés hígtrágyát eredményez. A keletkező trágyát minden esetben kezelni kell (*Lau és Wu, 1987; Bernal et al, 2008*). A Központi Statisztikai Hivatal adatai alapján évente körülbelül 6,7 millió tonna trágya keletkezik, melynek nagyobb hányada mezőgazdasági felhasználásra kerül (*KSH, 2009*).

2.2.3. Zöldhulladék

Ezt a kategóriát a lakás körüli növényzet, fű és a fák, valamint a parkfenntartás hulladékai képezik. Komposzt-alapanyagként történő felhasználásuk elengedhetetlen feltétele a szelektív gyűjtés, amely – bár törekednek a lakosság bevonására – a parkfenntartási hulladékok esetén valósul meg hatékonyan (*Kocsis, 2005*). Mennyiségük függ a lakókönyezetűtől és a lakás-sűrűségtől is. Kertvárosok területén az összes hulladék mennyiségének akár 20%-a is lehet. A kertekből kikerülő hulladékoknak mintegy 70%-a fűapríték, a levélzet mindössze 25%-ot képvisel, míg a

fennmaradó 5% egyéb növénymaradék. Mennyiségükre szezonális jellemző. Főapríték keletkezése szeptemberig, a lehullott levelek begyűjtése pedig szeptember és december között, valamint kora tavasszal jellemző (*Tscobanoglous et al, 1977; Kárpáti, 2002*).

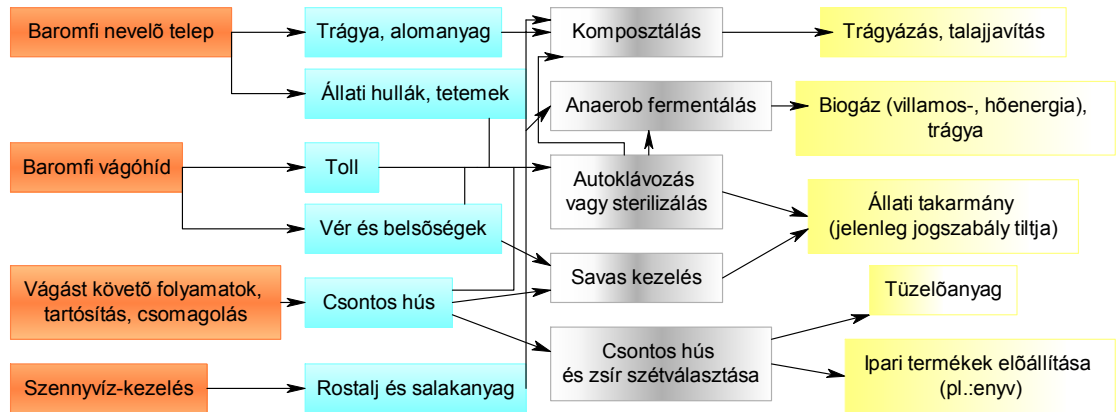
2.2.4. Állati eredetű termékek és hulladékok

Évente megközelítőleg 287 ezer tonna állati (húsipari és vágóhídi) hulladék, valamint 45 ezer tonna állati tetem keletkezik (*Simándi, 2008*).

Állati eredetű melléktermékek, hulladékok keletkezhetnek élelmiszeripari és mezőgazdasági tevékenységek során. Az állattartási, a vágóhídi és az élelmiszeripari állati hulladékokat többféleképpen ártalmatlaníthatjuk, de valamennyi rendszer alapkövetelménye, hogy az anyagot teljes mértékben sterilizálni legyen képes (*Marchaim et al, 1991*).

A keletkező állati eredetű hulladékok fehérje- és zsírtartalma magas, ezért különböző fehérje-feldolgozási folyamatokba bekapcsolva hasznosíthatóak. Kivételt képeznek ez alól azok a melléktermékek, amelyek olyan vázalkotó vegyület formájában tartalmaznak fehérjét, amelynek feltárása nehézségekbe ütközik. Ilyen melléktermékek például a toll, a szőr, a pikkely, illetve a különböző szaruképletek (köröm, pata, szarv) (*Hegedűs et al., 1987; Mézes et al., 2007*).

A különböző hulladékok ártalmatlanítását és felhasználását tovább nehezíti a hazai és nemzetközi jogi szabályozás szigorodása (*1774/2002/EK rendelet, 71/2003 FVM rendelet*), amely tiltja az állati eredetű fehérje táplálékláncba történő recirkulációját. Olyan eljárás alkalmazása tehát a cél, ami az állati eredetű melléktermékek és hulladékok sterilizálásával azok előkezelését is megoldja. A leggyakrabban alkalmazott ilyen eljárás a félfolyamatos száraz eljárás, más néven ATEV-eljárás, melyet hazánkban az Állatifehérje Takarmányokat Előállító Vállalat (ATEV) vezetett be. A szakaszos üzemű rendszerben 130-135 °C-on történik a sterilizálás minimum 20 percen keresztül. A folyamat végterméke a húslé, ami szerves anyagban gazdag, viszont magas nedvességtartalma miatt a biogáz előállítás során célszerű alkalmazni (*Hegedűs et al., 1998*). Az állattartás és feldolgozás során keletkező anyagok és hulladékok felhasználási lehetőségeit a baromfitartás példáján keresztül kívánom bemutatni (*1. ábra*).



1. ábra. A baromfitartás és feldolgozás során keletkező melléktermékek és hulladékok hasznosítási lehetőségei (Méznes, 2011; Salminen és Rintala, 2002 alapján)

A visszamaradt feltárt csont közvetlenül nem használható trágyaként, mert a talajban lassan bomlik, ezáltal a növények számára nem felvehető. Tartalmaz azonban foszfor- és káliumforrást és esszenciális mikroelemeket, amelyek különböző kezelések után (pl. komposztálás) alkalmassá válnak növényi táplálásra (Kovács *et al.*, 2007a).

2.2.5. Lakossági szilárd hulladék

A kategória azokat a hulladékokat foglalja magába, amelyek szervezett gyűjtés keretében kerülnek elszállításra. Összetételében legnagyobb hányadát a papír adja, de jelentős a műanyag mennyisége is. Tartalmaz élelmiszer-hulladékokat és zöldhulladékot is, ezért komposztálhatóságát a szelektív gyűjtés hatékonysága határozza meg (Kárpáti, 2002). Becsült éves mennyisége 4,5-5 millió tonna, melynek 35%-a biológiailag bontható. Ez a legnagyobb mennyiségben keletkező hulladéktípus, de fontos megjegyezni, hogy összetételét és tulajdonságait az adott lakosság életvitele, mindennapi tevékenysége nagymértékben befolyásolja (Barótfi, 2000).

Komposzt-alapanyagként történő felhasználása kizárólag szelektív gyűjtést, illetve válogatást követően valósulhat meg. Gondot jelent továbbá változatos mérete, alakja, ezért a legtöbb esetben a biológiai degradációját valamilyen előkezelési eljárás (rostálás, aprítás, darálás, stb.) előzi meg (Richard, 1992).

2.2.6. Konyhai és ételhulladékok

A lakossági hulladék egy speciális csoportját képezik a konyhai- és ételhulladékok. A konyhai hulladékok képződésének az üzleti szektorban – ide

tartoznak az éttermek, szállodák valamint a közétkeztetők – elsősorban azért van jelentősége, mert az *FM 41/1997 (V. 28.)* rendelete alapján állati eredetű hulladéknak kell tekinteni a konyhai hulladékot, melynek begyűjtéséről és ártalmatlanításáról a hulladék termelője külön köteles gondoskodni (*Fábián, 2008*). Az élelmiszer-hulladék szerves anyagban gazdag, általában magas az olaj-, szénhidrát- és fehérjetartalma (*Neves et al., 2008*).

Az élelmiszer-hulladék el nem fogyasztott konyhai, éttermi, gyorséttermi ételmaradékokból, élelmiszer-feldolgozás során keletkező nyesedékekből, maradványokból áll, amely a lakossági hulladék akár 65%-át is kiteheti (*Herczeg, 2000; Tscobanoglous et al., 1993*), de biológiai kezelési módszerekkel (erjesztés, komposztálás) ezeknek a hulladékoknak a tömege kb. a felére csökkenthető. (*Pálfi, 1996*).

2.2.7. A komposzt kiegészítő adalékanyagai

A komposztálási folyamat hatékonyságának növelése, valamint a végtermék tulajdonságainak javítása érdekében a degradáció folyamán további adalékanyagokat adhatunk a komposztkeverékhez. Ilyen adalékok lehetnek a töltő anyagok, serkentő anyagok, stabilizáló anyagok.

A különböző töltő vagy kiegyenlítő anyagokra azért van szükség, mert alapanyagaink általában sok szerves anyagot, de kevés ásványi anyagot tartalmaznak. A töltőanyagokkal biztosítható a kedvező ásványianyag-tartalom. A legegyszerűbb töltőanyag az agyagos talaj, továbbá a bentonit, alginit, zeolit. Ezek az anyagok por formájában hozzájárulnak a szerkezet stabilizálásához, másrészt megkötik a kellemetlen szagokat is (*Zentay, 1990*).

Az alapanyagok helyes megválasztása, például szennyvíziszap felhasználása, szintén hozzájárul a végtermék mikroelem-tartalmához. A komposzt-végtermék előállításához is igazítható különböző mennyiségű szennyvíziszapok alkalmazásával – például olyan növények esetében, amelyek nagyobb mennyiségű rezet, illetve cinket igényelnek.

Habár a degradációs folyamatok önmagukban is végbe mennek, a különböző serkentő anyagok hozzájárulnak a lebomlás intenzívebb beindulásához. Serkentő anyagként funkcionál a talaj, a kész komposzt, illetve a különböző mikrobiológiai oltóanyagok, oltópreparátumok (*Kocsis, 2005*).

A stabilizáló anyagok tovább javítják a komposzt tulajdonságait. Ha a kiindulási anyagunk savanyú (pl. magas csersav-tartalmú falevél), vagy ha savanyú talaj esetén használjuk a komposztunkat, akkor célszerű meszezni a komposzthalmot. Meszezésre akkor is sor kerülhet, ha a komposztba túl nagy mennyiségű zöld anyag, például fűnyesedék kerül, és a levegőztetést nem sikerül kielégítően biztosítani. Ilyenkor mészkő-tartalmú (CaCO_3) anyagásványt, márgát vagy dolomitot használhatunk őrölt formában.

Vegyszerrel nem kezelt fa, illetve beteg növények égetésénél visszamaradt hamu értékes anyagokat (pl. kálium, foszfor, kalcium) tartalmaz. Ez felhasználható kis mennyiségben, sószerűen adagolva ($2-3 \text{ kg/m}^3$) (Gellért és Ruepp-Vargay, 2001).

A hatékony lebomlás elérésének érdekében az optimális C/N arány beállításához általában az alapanyagok nem önmagukban, hanem receptúrák kialakításával kerülnek komposztálásra. A konyhai hulladékok fázis-szétválasztást követően alkalmazhatóak, de a magas olajtartalom a lebomlás szempontjából gátló tényező lehet. A kommunális hulladékok felhasználása csak szelektív gyűjtést követően javasolt. A papírfrakció, mint cellulózforrás jöhet számításba, de újrahasznosítása gazdaságilag hatékonyabb. A szennyvíziszap, valamint a vágóhídi hulladékok egész évben keletkeznek, így komposztálási technológiájuk jól tervezhető.

2.3. A komposztálás folyamata

A komposztérés exoterm folyamat. A szubsztrátban elraktározott kémiai energia egy részét a mikroorganizmusok élettevékenységükhöz felhasználják, az energia másik része hő formájában (önhevülés) átadódik a környezetnek (Benedek, 1990).

Stefanovits és munkatársai (1999) szerint a biológiai degradációs folyamat a talajban három fázisra osztható (a komposzt degradációja nagyban hasonlít a talajban lejátszódó folyamatokhoz):

1. *Mechanikai aprítás:* a talajban élő állatok a szerves anyagokat felaprózzák, átkeverik.
2. *Biokémiai fázis:* a nagy molekulájú vegyületek a hidrolízis és oxidáció révén egyszerűbb vegyületekre (di- és monoszacharidokra, peptidekre és aminosavakra, olaj- és zsírsavakra) bomlanak le.
3. *Mikrobiológiai lebomlás:* enzimmel katalizált biológiai folyamatok révén a szerves vegyületek energiatermelés mellett egyszerű vegyületekre esnek

szét. Komposztálás esetén szén-dioxid, víz, nitrogénoxidok és különböző anionok és kationok képződnek.

A mikroorganizmusok hőtűrésük alapján különböző hőmérsékleti tartományba sorolhatók, a pszichrofilek 0-25 °C, a mezofilek 25-45 °C, a termofilek 45 °C-nál magasabb hőmérsékleten tevékenykednek (Kocsis, 2005). Van azonban egy megfelelő hőtartomány, amely a legkedvezőbb az életműködésük szempontjából: a pszichrofileknek 15-25 °C, a mezofileknek 25-30 °C, a termofileknek 50-55 °C az optimális (Aleksza és Dér, 1998).

A komposztálás az érés folyamán bekövetkező hőmérséklet-változás alapján négy szakaszra különíthető el:

1. iniciáló kezdeti szakasz gyors felmelegedéssel,
2. lebomlási szakasz,
3. átalakulási szakasz lassú lehüléssel,
4. felépülési szakasz teljes lehüléssel (Fernandes et al., 1994).

A kezdeti szakaszt a mikroorganizmusok felszaporodása jellemzi, amely az alapanyagban levő könnyen bontható vegyületeknek (egyszerű cukrok, szerves savak, zsírok, fehérjék) köszönhető. Hossza maximum néhány nap (Sikora és Sowers, 1985).

A termofil vagy lebomlási szakasz kezdetén a szerves anyag lebontását a mezofil mikroszervezetek végzik, majd a hőmérséklet növekedésével felszaporodnak a termofil szervezetek. A termofil szervezetek a könnyen bomló vegyületeket fogyasztják el (cukrok, keményítő, zsírok, fehérjék). A nehezebben bontható anyagok (lignin, keratin stb.), és a keletkező humuszvegyületek ennek a szakasznak a végére felszaporodnak (Tölgyessy, 2001; Forró, 1998).

Az átalakulási szakasz akkor veszi kezdetét, amikor a könnyen hozzáférhető vegyületek elfogynak, a reakciók sebessége csökken, valamint ennek következtében a hőmérséklet is csökken. Ebben a szakaszban történik meg a nehezen bontható vegyületek bontása, a humuszanyagok kialakulása (Radics, 2001).

Az utolsó szakasz a felépülési vagy érési szakasz, amikor bekövetkezik a szerves anyag humifikálódása. Az előző szakaszokban képződött ammónia ebben a szakaszban felemésződik, illetve elillan. A huminanyagokból az érési fázisban stabil huminfrakciók és huminsavak keletkeznek. A komposztprizmában a hőmérséklet tovább csökken, kialakul a sötét színű, földszerű komposzt. A hőmérséklet

csökkenésével pszichrofil baktériumok és penészgombák jelennek meg (*Nakasaki és Othaki, 2002*).

2.4. A komposztálás biológiai alapjai

A komposztálási folyamat egyes szakaszaiban a környezeti tényezőktől függően különböző mikroorganizmusok vesznek részt, ugyanis a komposztálási folyamat során a komposztanyag tulajdonságai, legfőképpen a hőmérséklete folyamatosan változik, így az életfeltételek mindig újabb mikroorganizmus, illetve organizmus-csoportoknak fognak kedvezni (*Ishii et al., 2000*).

A hőmérséklet mellett a rendszer oxigénviszonyai is meghatározóak – a levegőtlen körülmények az anaerob mikroorganizmusok felszaporodásának kedveznek (*Beck-Friis et al., 2003*).

A mikroszervezetek száma 1 gramm komposztanyagban körülbelül 2-8 millióra becsülhető, mely főleg baktériumok, actinomycetesek, gombák és aerob spórás baktériumok populációja (*Hassen et al., 2001*).

2. táblázat
A komposztálásban leggyakrabban résztvevő mikroorganizmusok (*Kocsis, 2005*)

Baktériumok	Gombák	Sugárgombák	Algák
<i>Aerobacter (aerogenes)</i>	<i>Rhizopus nigricans</i>	<i>Nocardia brasiliensis</i>	<i>Hormidium (nitens)</i>
<i>Bacillus megatherium</i>	<i>Rhizoctonia sp.</i>	<i>Thermomonospora viridis</i>	<i>Vaucheria (terrestris)</i>
<i>B. stearothermophilus</i>	<i>Geotrichum candidum</i>	<i>T. curvata</i>	<i>Euglena mutabilis</i>
<i>B. cereus</i>	<i>Mucor pusillus</i>	<i>Micromonospora parva</i>	<i>Protococcus vulgaris</i>
<i>B. mycoides</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	<i>M. vulgaris</i>	<i>Dactylococcus</i>
<i>Sarcina sp.</i>	<i>Torulopsis sp.</i>	<i>Pseudonocardia</i>	<i>Microcoleus vaginatus</i>
<i>Micrococcus sp.</i>	<i>Pythium sp.</i>	<i>S. rectus</i>	<i>Diatoms</i>
<i>Cellomonas folia</i>	<i>Stysanus stemonitis</i>	<i>T. glaucus</i>	
<i>Chondrococcus exiguus</i>	<i>Humicola insolens</i>	<i>Absidis orchidis</i>	
<i>Mycrococcus virescens</i>		<i>Rhizopus arrhizus</i>	
<i>Proteus sp.</i>		<i>Zygorhynchus vuilleminii</i>	

Szubsztrát-felhasználás szerint a mikroszervezeteket a következőképpen csoportosíthatjuk:

- *A szénvegyületeket lebontó szervezetek:* amylolyctis, aerob cellulózbontók, cellulózbontók, pektinbontók.
- *Nitrogén átalakításban résztvevő szervezetek:* ammonifikálók, fehérjebontók, denitrifikálók, azotobaktériumok, cladosporiumok.
- *Kénvegyületeket átalakító szervezetek:* kénredukálók, elemi ként oxidálók, anaerob kénbontók, kénoxidálók (*Haug, 1993*).

A komposztálás meggyorsítására gyakran használnak mikrobákat tartalmazó készítményeket. Ezek kiszélesítik a mikrobafajok skáláját.

A baktériumok jelenléte nagymértékben befolyásolja a lebontás hatékonyságát. Egysejtű prokarióta élőlények, átmérőjük 10-30 µm. Membránnal körülhatárolt sejtmagjuk nincs, nem rendelkeznek mitokondriummal, kloroplasztiszokkal. Egyes fajok nyugalmi állapot felvételére képesek, amely során az élettevékenységek lelassulnak. Ebben a fázisban megnövekszik a baktériumsejt ellenálló képessége a környezeti hatásokkal szemben (*Szabó, 2000; Csitári, 2003*).

Kis méretüknek köszönhetően fajlagos testfelületük nagy, amely intenzív anyagcserét tesz lehetővé. Szaporodásuk rendkívül gyors sejtosztódással történik, ami hozzájárul az intenzív lebontáshoz. A baktériumpopuláció 1 gramm talajban a gomba populációnak akár százszorosa vagy ennek többszöröse is lehet, ráadásul az intenzív anyagcsere-folyamatok a szervesanyag lebontásának 80-90%-át eredményezik (*Golueke, 1977; Helmeczi, 1994*).

A sugárgombák – actynomicetesek – hifaszerű telepeket képeznek. Szerepük elsősorban a szerkezetes lignocellulóz bontásában jelentős, ezzel hozzájárulnak a hatékony humuszképződéshez és a szerves anyagok mineralizációjához. Mindemellett antibiotikumot is termelnek, amely a csökkenti a végtermék fertőzőképességét (*Glathe et al., 1985*).

A gombák közül különösen jelentősek a penészgombák, amelyek a komposztálás során 60 °C felett a cellulózbontásban játszanak szerepet (*Jørgensen et al. 1988*). A degradáció folyamán akkor válnak láthatóvá, amikor fehér micéliumaik a komposzt külső száraz régióját átszövik. A gombák főleg micéliumokat képezve a cellulózt és a hemicellulózt degradálják. A micélium nagy felületének köszönhetően anyagcsere-felületük is nagy, ráadásul akár termofil körülmények között is életképesek.

A komposzt-keverékben előforduló algák nem játszanak fontos szerepet a degradációs folyamatokban (*Glathe et al., 1985; Aleksza, 2002; Dér, 2003*).

A földigiliszták, illetve rovarok, pókok az érés végén jelennek meg. Keverő és aprító tevékenységük hozzájárul a morzsás komposztszerkezet kialakulásához (*Fredericson et al., 1997*).

2.5. A komposztálás folyamatát befolyásoló tényezők

A komposztálás hatékonyságát elsősorban a degradálandó anyaghoz adott adalékanyagok mennyisége és összetétele (fűrészpor, fanyesedék, búzaszalma, nádapríték stb.) határozza meg. Az adalékanyagok mellett a komposzt homogenitása, szemcseeloszlása, oxigénháztartása, nedvességtartalma, valamint C/N aránya is befolyásolja a végtermék minőségét (*Petróczki és Késmárki, 2003; Bueno et al., 2007, Guardia et al., 2008*).

Az optimális degradációs körülmények meghatározásának alapját a kiindulási anyagok helyes megválasztása jelenti. A degradációs folyamatot, illetve a termelődő toxikus gázok mennyiségét, a termelődés ütemét a komposzt-keverék – azaz a kiindulási anyagok keverési aránya – valamint a megfelelő előkezelési technológiák alkalmazása jelentősen befolyásolják (*Kocsis, 2005; Smith és Hughes, 2004*).

2.5.1. A szén/nitrogén arány

A nyersanyagok összeállításánál az egyik legfontosabb tényező a C/N arány. A megfelelő arány könnyen meghatározható a baktériumsejt tápelem-igényéből. A baktériumsejt C/N aránya 5:1, azonban értelmetlen a tápanyagokat ilyen arányban dúsítani nitrogénnel, mivel a baktériumok az általuk feldolgozott szerves anyag széntartalmának csak 20%-át használják fel bioszintézisükhöz, a maradék 80% energianyerés céljából eloxidálják (*Huang et al., 2004*).

Az előbb említett mikroorganizmusoknak a fejlődéshez energiaforrásként szénre, a fehérjészintézishez nitrogénre van szükségük. A 25-35 közötti C/N arány gyors és hatékony komposztálást eredményez (*Fong et al., 1999; Barótfi, 2000*). Ha ez az arány szűkül, akkor ammónia formájában N-veszteség lesz az eredmény, míg a tágabb arányok növelhetik a komposztáláshoz szükséges időt. Ezeknek a tápanyagoknak a felvehetősége rendkívül fontos szerepet játszik a mikroorganizmusok élettevékenységében (*Kayhanian és Tscobanoglous, 1992; Nakasaki et al., 1992*).

A komposztálandó anyagban a mikrobák tevékenységüket akkor tudják leghatékonyabban kifejteni, ha a C/N-arány maximálisan 30:1. A növényi maradványokban azonban ez az arány rendszerint tágabb (*Kocsis, 2005*).

Az optimális C/N arány elérésének érdekében célszerű a komposztálható alapanyagokból valamilyen keveréket előállítani. A friss, zöld növényi részek a nitrogén mennyiségének növelésére használhatóak, míg a barna színű, fás anyagok a szénforrás biztosítását teszik lehetővé (*Sikora és Sowers, 1985*).

A nitrogén nagyobb aránya főleg a folyamat kezdeti szakaszában kedvező. A magas nitrogéntartalom hatására a komposztprizma gyorsabban melegszik fel (*Ogunwande et al., 2008*).

A lebomlás során a C/N arány csökkenhet, amit a nagy mennyiségben felszabaduló ammónia is igazol. Ebben az esetben célszerű a komposztot magas széntartalmú anyaggal (pl. fűrészporral, forgáccsal, esetleg fanyesedékkal) frissíteni (*Petróczki és Késmárki, 2003; Zhu, 2007; Gao et al., 2010a*).

Számos laboratóriumi eljárás létezik a talaj, illetve a komposzt szén- és nitrogéntartalmának meghatározására. A legtöbb módszer valamilyen vizes, savas, vagy lúgos feltárást követő titráláson alapul. A széntartalom mérése a vizek minősítéséhez hasonló teljes szerves szén, vagy kémiai oxigénigény méréssel, a nitrogén meghatározása pedig Kjeldahl-módszerrel, ammónia-desztillációval történik.

A széntartalom mérése történhet közvetett módon is izzítási veszteség vagy humuszvizsgálatok alapján (*Filep, 1995*).

Az elmúlt időszakban a műszeres analitika fejlődésével előtérbe került a szén- és nitrogén-tartalom meghatározása CNS elemanalizátorral (*Nieuwenhuize et al., 1994; Nagy, 2000*). A széntartalom közvetetten a különböző humuszfrakciók spektrális görbéiből is kiszámítható (*Saviozzi et al., 1988; Simándi et al., 2002*).

2.5.2. A nedvességtartalom

A komposztálás során a mikroorganizmusoknak a tápanyagok mellett megfelelő mennyiségű vízre is szükségük van, hiszen a mikroorganizmusok élettere a víz, illetve transzportfolyamataikhoz vizet igényelnek (*Stentiford, 1996*).

A komposztáláshoz szükséges optimális nedvességtartalom 40-60 m/m% között van. Ha vízhiány lép fel, a mikroorganizmusok szaporodása megáll, és csak akkor folytatódik, ha a megfelelő nedvességtartalom helyreáll. Ráadásul a meglévő

mikroorganizmusok metabolikus folyamatai is lelassulnak a nedvességihiány következtében (*McCartney és Tingley 1998; Liang et al., 2003*).

A túl magas nedvességtartalom is kedvezőtlen a degradációs folyamatok szempontjából, ugyanis a víz kiszorítja az oxigént a pórusokból. Ennek következtében anaerob körülmények alakulnak ki, amely rothadási folyamatokat, valamint a degradáció lelassulását eredményezik (*De Bertoldi et al., 1983*).

A komposzt nedvességtartalmának szabályozása a hatékony lebontás elengedhetetlen feltétele. Az input általában a komposztálás során keletkező csurgalékvíz visszaöntözésével történik, míg a felesleges vizet levegőztetéssel, vagy fűtéssel vízgőz formájában távolítják el a rendszerből (*Madejón et al., 2002*).

A nedvességtartalom meghatározásának legelterjedtebb módja a tömegállandóságig történő szárítás (*Filep, 1995*). A mérés azonban időigényes, hiszen a szárításhoz minimum 24 órára van szükség, vagyis csak egy nappal később kapunk képet a komposzt állapotáról.

Sokkal kedvezőbb mérési módszer az *in situ* talajnedvesség-mérő alkalmazása. A műszer mérési elve a két pont között, a vízben oldott sóknak köszönhető elektromos feszültségkülönbség. A mérés előnye, hogy közvetlenül, direkt módon kapunk információt. Hátránya azonban, hogy szenzorjai érzékenyek, illetve összetömörödött szerkezetű komposztban nehézkesen alkalmazható (*Inoue et al., 2001*).

A *Suehara et al. (1999)* és *Mouazen et al. (2005)* vizsgálta a közeli infravörös spektroszkópia alkalmazhatóságát a talaj és komposzt nedvességtartalmának meghatározására.

2.5.3. Az oxigénellátás

A komposztálás során a az oxigén jelenléte három tényező miatt fontos:

1. a mikroorganizmusok oxigénigénye,
2. nedvességtartalom csökkentése,
3. hőmérsékletszabályozás (*Morel et al., 1986*).

A mikroorganizmusok oxigén szükségletüket két forrásból tudják biztosítani. Egyrészt a pórusokat kitöltő levegő oxigéntartalmából, másrészt a szerves kötésekben tárolt oxigénből (*Shi et al., 1999*).

A degradációs folyamatok szempontjából az első eset a fontosabb, a hatékony lebontáshoz a pórusgáz minimum 14-17 v/v%-os oxigéntartalmára van szükség. A

kedvező átlevégőzöttség elengedhetetlen feltétele a morzsalékos, porózus szerkezet, amely lehetővé teszi a levegő – így az oxigén – szabad áramlását (*Richard, 1992*).

A mikroorganizmusok oxigén-fogyasztásának a mértéke sok különböző tényezőtől függ. Ilyen tényező például a hőmérséklet, a komposztálandó anyagok típusa, a szemcsenagyság vagy a mechanikai keveredés mértéke (*Epstein, 1997*).

A rendszer oxigénhiánya anaerob körülményekhez vezet. Rothadási folyamatok indulnak meg, a degradációs folyamat lelassul, a különböző oxidok helyett, ammónia, metán és kén-hidrogén keletkezik. Gyakran fitotoxikus anyagok is képződnek. A degradációt a redukció jellemzi, a komposzt hőmérséklete csökken (*Barótfi, 2000*).

A levegő bejuttatása a rendszerbe *Kulcu és Yaldiz (2004)* szerint 3 féle módon történhet:

1. a komposzt halom fizikai átforgatásával,
2. természetes oxigén-konvekcióval, diffúzióval,
3. aktív levegőztetéssel.

A túlzottan intenzív levegőztetés is kedvezőtlen, ugyanis növeli az energia-transzformációt (*Leton és Stentiford, 1990; Rynk et al., 1992*).

Mérése általában zárt komposztálási rendszerekben oxigén-szondák segítségével történik, amely lehetővé teszi a folyamat nyomon követését és az azonnali beavatkozást (*Gao et al., 2010b*).

2.5.4. A pH

Az ideális pH a gyors aerob/termofil komposztálás eléréséhez 6-7,5. A folyamat azonban akkor is lejátszódik, ha a pH 5,5-8,0 között van. Az anaerob körülmények kialakulása a komposzt elsavanyodásához vezethet, ami a degradációs folyamatok leállítását eredményezheti (*Kocsis, 2005*).

Meghatározási módja valamilyen vizes kivonatban történik. Leggyakrabban alkalmazott kivonószerek a desztillált víz, illetve valamilyen semleges só vizes oldata (kalcium-acetát, kálium-klorid, stb.). Ezt követően a mérést titrálással, vagy feszültségkülönbségen alapuló elektród-párral végezzük (*Filep, 1995*).

A módszerek egyetlen hátránya, hogy a kivonatkészítés minimum 16 órát vesz igénybe.

2.5.5. Fém sók, káros só tartalom

Az oldható só tartalom a degradációs folyamatokat számottevően nem befolyásolja, azonban a komposzt-végtermék felhasználását korlátozhatja (Tamás, 1990).

Az adott végtermék só tartalmát a kiindulási anyagok beltartalmi értékei határozzák meg, ugyanis a komposztálási rendszerbe más forrásból só nem kerül. Az egyes alapanyagok közül a szennyvíziszapok tartalmaznak nagy mennyiségben oldható- illetve nehézfém sókat.

Az alkalmazott szennyvízkezelési eljárástól és a szennyvíziszap víztelenítésének mértékétől függően a szennyvíziszapok változó mennyiségben tartalmaznak sókat. A szennyvíziszap stabilizálása során alkalmazott flokkuláló és kondicionáló szerek használatával potenciális problémák keletkezhetnek, mivel növekszik oldható só tartalma és erre néhány növény kifejezetten érzékeny (Kocsis, 2005).

A komposztok környezetre gyakorolt hatásának egyik fontos paramétere a nehézfém-tartalom. A nehézfémek a komposzttal talajba jutva a növényeken keresztül az egész táplálékláncba bekerülhetnek, így potenciális kockázatot jelentenek az emberi egészségre is. Másrészt a talajon keresztül a felszín alatti és felszíni vizeket is szennyezhetik (Senesi et al. 1999; Hseu, 2004).

Éppen ezért nélkülözhetetlen a kiindulási anyagok kontrollja, rendszeres ellenőrzése, hiszen a bevitt input a degradációs folyamatok során nem változik számottevően.

A nehézfém-tartalom meghatározásának leggyakoribb módszerei:

- az elektromos vezetőképesség, illetve a különböző elektrokémiai vizsgálatok (Guerra-Rodriguez et al., 2006; Tandy et al., 2009),
- az atomadszorpció-, illetve tömeg-spektroszkópiás vizsgálatok (Kovács et al. 2008),
- röntgenfluoreszcenciás spektrometria (Li et al., 1991; Kovács és Tamás, 2002; Strelj et al., 2003).

2.5.6. A szemcseméret, szemeloszlás, homogenitás

A komposzt szerkezete, struktúrája a pórusok kialakulásában, valamint az átlevégőzöttség fenntartásában játszik szerepet. A túl tömörödött prizmában az oxigén

nem tud a részecskék közé bejutni. A túl laza prizma összeeshet, ami szintén kedvezőtlen folyamatok beindulását eredményezheti. A megfelelő struktúra kialakításához különböző szerkezetjavító anyagok hozzákeverésére van szükség (*Lashermes et al., 2012*).

A hulladékanyagok aprózottsága is befolyásolja a lebontás sebességét. Az aprózott anyag nagyobb felületen érintkezik a mikroorganizmusokkal, így gyorsabban bomlik. Az optimális szemcseméret 25-40 mm. A magyar szabvány meghatározza, hogy a szemcsék 90%-ának 25 mm-nél kisebbnek kell lenni. A megfelelő szemcseméret eléréséhez őrlő, aprító berendezéseket alkalmaznak (*Barótfi, 2000*). A túl apró szemcseméret is negatívan hat. Így megnövekszik a kiporzás veszélye, a komposzt összetömörödik, nehezen kezelhetővé, nehezen keverhetővé válik.

A különböző szemcseméret-frakciók aránya a komposztprizma egyes pontjain eltérhet. Cél a homogenitás biztosítása, ugyanis homogén prizmában a lebomlás intenzitása egyöntetű a prizma egészében, a prizma méretétől függetlenül. A homogén körülmények kialakítása azonban jelentős költséget jelent, mivel a keverések számának növelése nélkülözhetetlen (*Amlinger et al., 2004*).

Maga a homogenitás meghatározása sem egyszerű, hiszen nincsen olyan kidolgozott eljárás, ami hatékony és megbízható eredményt ad. A homogenitás meghatározására a legelterjedtebb mód a szemcseeloszlás-vizsgálat (*Ahn et al., 2008*).

2.5.7. A hőmérséklet

A korhadási folyamat beindulásához szükség van egy bizonyos kiindulási hőmérsékletre, melyet az anyag 20-25 °C-os hőmérséklete esetén ér el leggyorsabban. A folyamat kezdeti szakaszát követően a környezet hőmérsékletének számottevő, befolyásoló szerepe nincs, így a degradáció télen is végbemegy (*Martinson, 1990*).

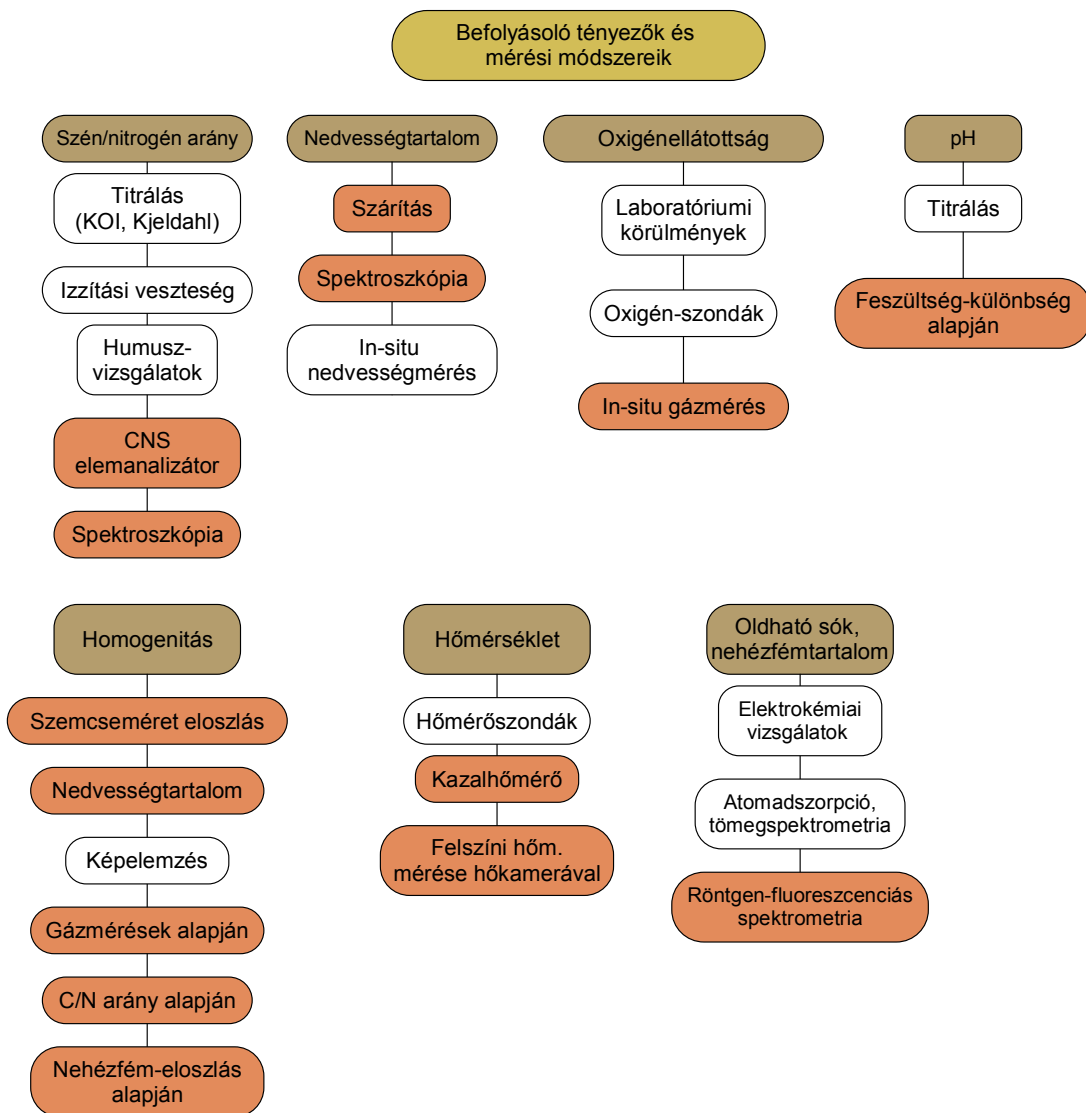
A komposzt hőmérséklete nem csak kizárólag a hatékony lebomlás miatt fontos, hanem azért is, mert a patogén mikroorganizmusok, paraziták a magas hőmérséklet révén elpusztulnak. Ha a prizma hőmérséklete nem éri el az 55°C-ot fenn áll a veszélye annak, hogy a komposzt megőrzi fertőzőképességét (*De Bertoldi et al., 1983*).

A hosszan tartó magas hőmérséklet hatására a baktériumpopuláció átalakul, előtérbe kerülnek a különböző termofil mikroorganizmusok, másrészt a baktériumok aktivitása és sűrűsége jelentősen csökken 60 °C feletti hőmérsékleten (*Miyatake és Iwabuchi, 2005*).

A hőmérséklet mérése a folyamat nyomonkövetése szempontjából elengedhetetlen. Vizsgálata jól automatizálható, általában különböző hőmérőszondák vagy kazalhőmérők segítségével valósítják meg, melyek alkalmazása azonban csak pontszerű mérést tesz lehetővé, eloszlások meghatározását nem. Használatuk hatékonyságát tovább nehezíti az optimális mérési pontok, referenciapontok megválasztása (*Blanco és Almendros, 1994; Baffi et al., 2004*).

A degradációs folyamatot meghatározó tényezők folyamatos ellenőrzése lehetővé teszi a lebomlás kontrollálását. A leggyakoribb esetben a hőmérséklet változásait vizsgálják, de a nedvességtartalmat és a C/N arányt is ellenőrzik. Az oxigén mennyiségének vizsgálata általában az intenzív technológiák esetében valósul meg. A különböző elemek koncentrációját a kiindulási anyagok, valamint a végtermék esetében vizsgálják. Bizonyos paraméterek (pl. pH, szemcseeloszlás, elemtartalom) mérése gyakran laboratóriumi körülmények között valósul meg, így a mérés és a prizma helye elkülönül egymástól, ami nem biztosít azonnali beavatkozási lehetőséget.

Az elmúlt évek fontosabb kutatásai során alkalmazott mérési módszereket a 2. ábra foglalja össze.

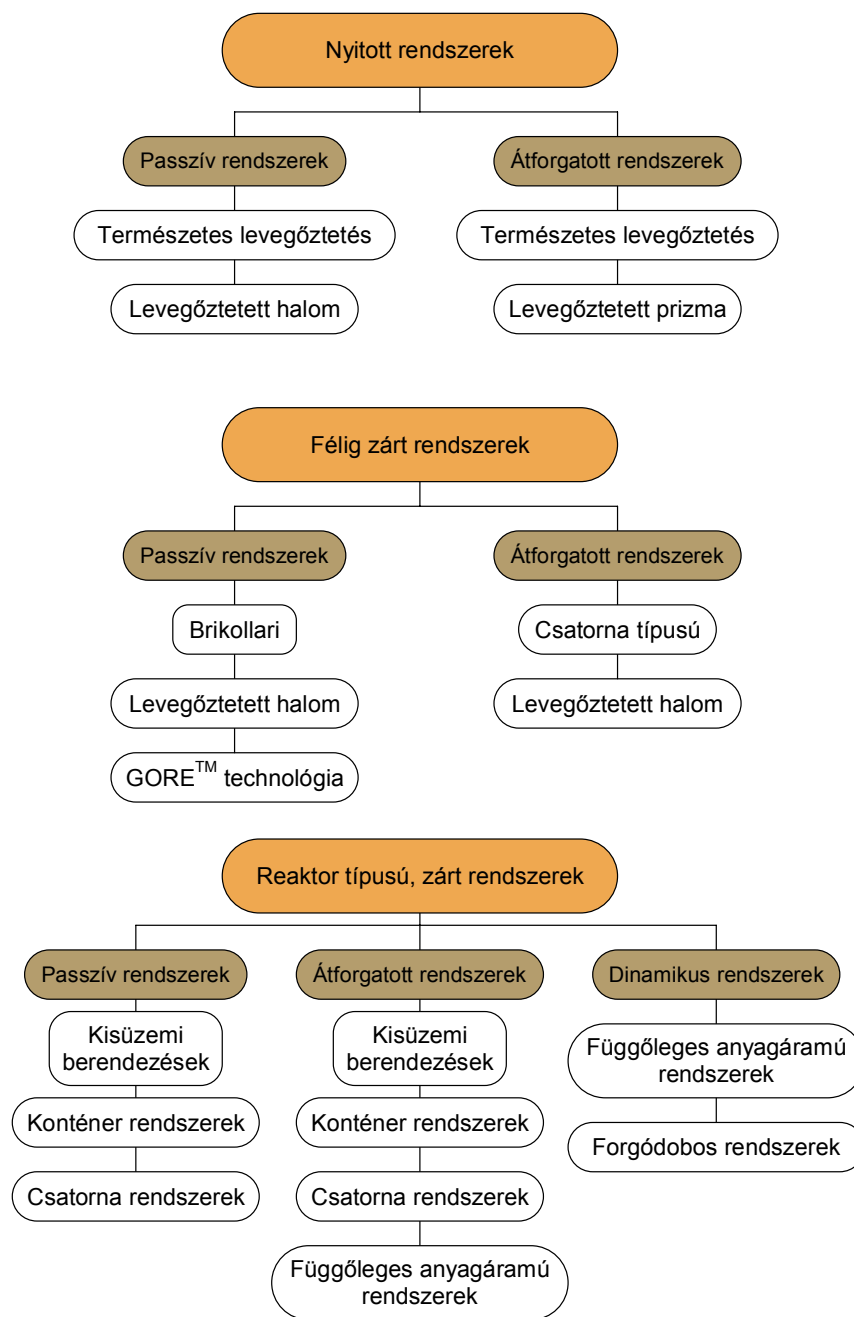


2. ábra. A komposztálást befolyásoló tényezők és mérési lehetőségeik (eltérő színnel jelölve az általam alkalmazott mérési módszerek)

2.6. Komposztálási technológiák

A komposztálási technológiák csoportosításának alapját a rendszer nyitottsága, valamint a levegő bejuttatásának módja határozza meg. Ennek alapján a komposztálási technológiákat alapvetően három fő csoportra oszthatjuk (3. ábra):

1. nyitott rendszerek,
2. félig zárt rendszerek,
3. zárt, vagy reaktor típusú rendszerek (Haug, 1993).



3. ábra. A komposztálási technológiák csoportosítása (Krogmann és Körner, 2000 alapján)

A komposztálási technológia kiválasztásakor több fontos tényezőt kell figyelembe venni. Meghatározó faktor a rendelkezésre álló terület nagysága, illetve kitétsége (lejtésviszonyok, beeső sugárzás), a komposztálandó hulladékok tulajdonságai, mennyisége (a környezetre kockázatot jelentő hulladékok esetében előnyösebbek a zárt rendszerek), valamint a megvalósítás és üzemeltetés költségei.

2.6.1. Nyílt komposztálási rendszerek

A passzív prizma-komposztálást általában növényi eredetű, tág szén/nitrogén arányú hulladékoknál alkalmazzák. Az alapanyagokat összekeverve egy trapéz keresztmetszetű halomba rakják. A halmot a degradációs folyamat során egyáltalán nem bolygatják. Ennek megfelelően a lebontás ideje a nyersanyagok tulajdonságaitól, a C/N aránytól, valamint a környezet hőmérsékletétől függően 3-6 hónap között ingadozik. Előfordul, hogy a mikroorganizmusok oxigénigényét levegőztetéssel biztosítják (*Aleksza és Dér, 1998*).

A nyílt prizmás komposztálási technológia hazánkban a leggyakrabban alkalmazott eljárás. Főleg a szennyvíziszap komposztálásánál alkalmazzák.

Az alapanyagokból összeállított keveréket szintén trapéz, vagy háromszög keresztmetszetű halomba, prizmába rakják. A technológia rendszeres átforgatással egészül ki, melynek hatására egyrészt homogén közeget alakítanak ki, másrészt biztosítják a levegő bediffundálását, a keletkező gázok, valamint a vízgőz távozását.

Gyakran intenzív levegőztetést is alkalmaznak, amely növeli a lebontás hatékonyságát, másrészt lerövidíti a tartózkodási időt. A levegőztetést általában a padozatba beépített perforált csövekkel valósítják meg.

A technológia előnye, hogy jól gépesíthető, intenzív levegőztetés esetén jól automatizálható. A prizma hőmérséklete és nedvességtartalma azonban folyamatos ellenőrzést igényel (*Kocsis, 2005*).

2.6.2. Félig zárt komposztálási rendszerek

A félig zárt rendszerek abban különböznek a nyílt rendszerektől, hogy a prizmát egy zárt helyen alakítják ki. Előnye, hogy a komposztálás során keletkező gázokat elszívó rendszeren keresztül összegyűjtik, majd tisztítják. A keletkező vízgőz azonban az épület mennyezetén kicsapódhat és a fém berendezéseket korrodálhatja (*Krogmann és Körner, 2000*).

A prizmák kialakítása többféleképpen történhet: csatornában, cellákban, prizmákban. A leggyakrabban a csatorna típusú rendszereket alkalmazzák. A komposztot 2-2,5 m magasságig rakják, a prizmák és csatornák hosszát és számát a rendelkezésre álló épület nagysága határozza meg (*Epstein, 1997*).

Általában az intenzív levegőztetés mellett keverést is alkalmaznak a komposztálási folyamat hatékonyságának növelése érdekében. A levegőztetés ütemét a rendszerben lévő oxigén mennyisége és a nedvességtartalom alapján határozzák meg. Szükség esetén a távozó nedvességet visszapótolják. A tartózkodási idő általában a komposztálandó anyag tulajdonságaitól függően – 6-8 hét (*Krogmann és Körner, 2000*).

A félig zárt technológiák nagy mennyiségben keletkező anyag komposztálására is alkalmasak, jól automatizálhatóak, az egyes csatornák egymástól függetlenül működnek, ciklikusan tervezhetőek (*Cadena et al., 2009*).

A levegőztetett prizmakomposztálás egyik speciális változata a szemipermeábilis membrántakaróval zárttá tett komposztálási rendszer, az úgynevezett GORE™ technológia.

A technológia központi eleme egy speciális GORE-TEX membrán, melyet két oldalról robosztus védőréteg határol. Ez a membrán szemipermeábilis, a vizet nem engedi át, viszont a levegő és a vízgőz számára átjárható. Kialakul egy optimális mikroklima, amely megakadályozza az anaerob rothadási folyamatok beindulását. A szagemissziót azáltal tudja megakadályozni ez a rendszer, hogy a membránhártya belső felületén kialakul egy kondenzvíz-film réteg, ami a szaghatást okozó gázokat feloldja és visszajuttatja a prizma belső részébe (*II. melléklet*). A rendszer körülbelül 97 %-kal csökkenti a szagemissziót.

A komposztálási folyamat hatékonyságát levegőztetéssel növelik, ami a prizmában mért oxigéntartalom alapján folyamatosan ellenőrizhető és szabályozható. A hőmérséklet állandó ellenőrzésével és értékelésével a higiénizációs folyamatok lezajlását tudják igazolni. A komposztálás két-háromhetes intervallumban valósítható meg, három hét intenzív érés után három héten keresztül rövidebb silókban érlelik (*Dér, 2008*).

A Brikollari komposztálási rendszer a félig zárt rendszerek egy, Németországban kifejlesztett speciális típusa. A komposztálandó anyagot adalékanyagokkal keverve 30-60 kg-onként blokkokra osztják, és az egyes blokkokat különböző szinteken helyezik el. Az egyes szinteken a blokkok mozgathatók, a levegőztetés az egyes blokkokban valósul meg, így az a különböző érési fokozatokra adoptálható. A tartózkodási idő 5-6 hét (*Krogmann és Körner, 2000*).

2.6.3. Zárt, reaktor típusú komposztálási rendszerek

A félig zárt technológiákhoz képest a reaktor típusú komposztálási rendszerekben kevesebb a levegő a komposzt felett, ami a kezelendő gáz mennyiségét is csökkenti. Mindemellett a levegőztetés jobban szabályozható és felügyelhető (termelt gáz recirkulálása, a felhasznált levegő optimalizálása, stb.).

A félig zárt csatorna típusú komposztálási technológia a csatorna lefedésével könnyen zárttá tehető. A doboz és konténer típusú rendszerek nagyban hasonlítanak a csatorna típushoz, de annál jóval kisebbek. Méretük 20-60 m³ között változik. Előnyük, hogy szabvány módon készülnek, konténerenként külön-külön szabályozható a levegőztetés. Kiválóan alkalmazhatóak speciális hulladékok (pl. állati eredetű hulladékok) kezelésére. Hátrányuk azonban, hogy nagy a helyigényük. A tartózkodási idő a komposztálandó anyag tulajdonságaitól függően 2-12 hét (*Boldrin et al., 2009*).

A forgódobos komposztálási technológia egy dinamikus eljárás. A folyamatos keverőmozgás homogén körülményeket eredményez. A levegőztetés könnyen megoldható, a kapott végtermék viszont szárazabb. A dob térfogata 30-500 m³, a benne lévő anyag a hatékony keverés miatt nem tölti ki teljesen. A betáplált input anyag a dob egyik felében, a komposzt-végtermék a dob másik felében helyezkedik el; szükség esetén a dobot cellákra osztják. A tartózkodási idő általában 10-12 nap (*Kalamdhad et al., 2009*).

A függőleges átfolyású reaktorok többnyire henger alakú tornyok, dinamikus komposztálási rendszerek. Általában az alapanyagok betáplálása a torony tetejébe történik, és az anyag a komposztálás során folyamatosan a torony alja felé mozdul. A különböző érettségi stádiumban lévő anyagokat különböző garatok segítségével szintekre osztva választhatják el egymástól. A levegőztetést a komposzt áramlási irányával ellentétes irányú nyomás alatti levegővel oldják meg. Az átkeverés hiánya miatt gyakran a komposzt összetömörödik, ami különböző, az anaerob folyamatokra jellemző gázok kibocsátásával párosul. A tartózkodási idő általában 2-3 hét (*Krogmann és Körner, 2000*).

2.6.4. Vermikomposztálás

A komposztálás egyik speciális válfaja a vermikomposztálás, amikor a kiindulási alapanyagokat gilisztákkal, vagy gilisztákban gazdag humusszal keverik, így a lebontás

hatékonyságát a giliszták keverő hatásával, illetve lebontó tevékenységével növelik. A degradációs folyamat végén a gilisztákat elválasztják a komposztól, majd újabb alapanyag-keverékhez adják (Dominguez, 2004; Mainoo et al., 2009).

2.6.5. A komposztálási technológiák környezeti hatásai

Finstein (1992) felhívja a figyelmet a rendszerek környezeti hatásaira. A nyílt technológiai megoldások során a környezet közvetlenül érintkezik a degradációs rendszerrel; így a keletkező gázok, a vízpára illetve a szaganyagok közvetlenül a légkörbe jutnak. Különösen jelentős a légkörbe juttatott szén-dioxid mennyisége, amely hozzájárul az üvegházhatáshoz. A takarás hiánya a porszennyezést is lehetővé teszi, ráadásul a degradáció során nagy mennyiségű hő is keletkezik, amely nem kerül felhasználásra.

Ezeket a hatásokat kiküszöbölhetjük a félig zárt és zárt rendszerek alkalmazásával. A zárt rendszerek esetében a tartózkodási idő optimalizálása szükséges, mellyel elkerülhetjük a prizmák megbontásakor fellépő szag- és gázkibocsátást, hőszennyezést. A keletkező hő, valamint szén-dioxid hasznosításának megvalósítása megoldandó feladat (*Krogmann és Körner, 2000*).

2.7. Komposztérettség, komposztminősítés

A komposztok felhasználhatóságát érettségük és stabilitásuk határozza meg. Az érettségen a komposztok fizikai, kémiai és biológiai stabilitását értik (*Mathur et al., 1993*). A komposztok eltérő érettsége attól függ, hogy a különböző összetevők hogyan alakulnak át, főleg az oldható komponensek, az oldható szén, az oldható frakció C/N aránya és respirációs hányada (*Golueke, 1986*). Az érettség meghatározása meglehetősen nehézkes folyamat, ugyanis a végtermék érettségét, minőségét több tényező is befolyásolja. Ráadásul, nincsen olyan elfogadott szabványeljárás, amely általánosan, széles körben alkalmazható.

2.7.1. Az éretlen komposzt hatása a talajra

Az éretlen komposzt felhasználása sok esetben okoz gondot a talaj-növény rendszerben. Ennek legfőbb oka, hogy az éretlen komposztanyagban nem ment végbe

az a mineralizáció, illetve humifikáció, amely a kiindulási szerves anyag teljes lebontását eredményezte volna (Bari és Koenig, 2001).

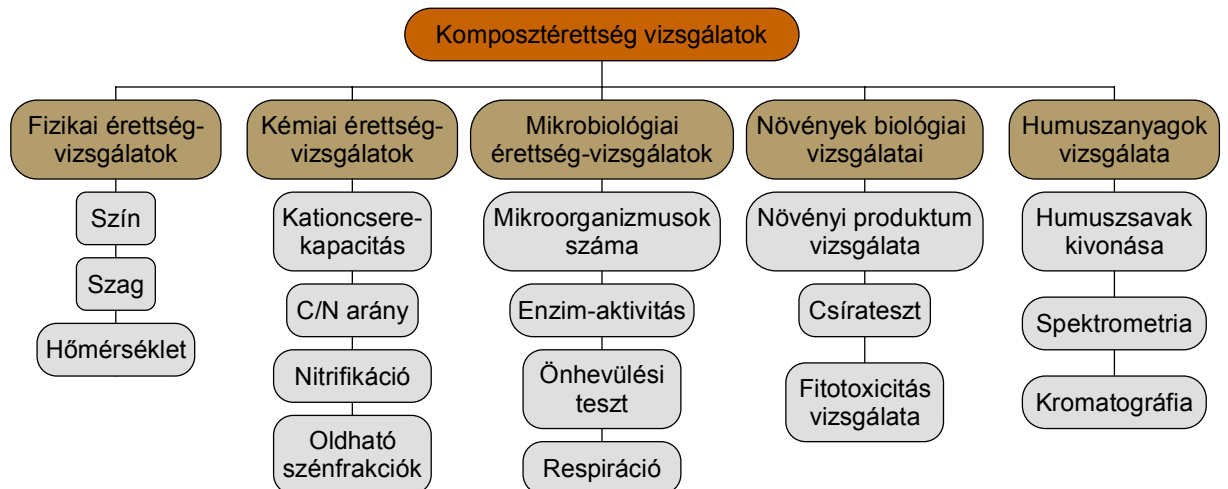
A nem bontott szerves-anyag degradációjára a talajban kerül sor, így a mikroorganizmusok a talajban lévő tápanyagot is felhasználják. Ez egyrészt nitrogén-vesztést okoz, másrészt a növényi fejlődésre is kihat (Hortenstine és Rorhwell, 1973; Hernando et al., 1989).

A szerves anyag intenzív lebontása oxigénigényes folyamat. Az oxigén felhasználása módosítja a gyökérszóna környezeti adottságait, ráadásul anaerob körülményekhez vezet (Zucconi et al., 1981b; Tamás, 1986).

Az anaerob körülmények fitotoxikus ammóniaképződést eredményeznek (Wong, 1985). A fitotoxikus hatáshoz hozzájárulnak a keletkező szerves savak, valamint a csírázásgátló etilén is (Zucconi et al., 1981a; 1985; Jimenez és Garcia, 1989).

A fent említett negatív hatások kiküszöbölésének elengedhetetlen feltétele a stabil, érett komposzt előállítás.

Simándi (2008) Jimenez és Garcia (1989) alapján a komposztérettség vizsgálatokat az alábbi csoportokra különíti el: fizikai, kémiai, mikrobiológiai vizsgálatok, növények biológiai vizsgálatai és a szerves anyag humifikálódásának tanulmányozása (4. ábra).



4. ábra. A komposztérettség vizsgálatának lehetséges módszerei (Jimenez és Garcia, 1989 alapján)

2.7.2. Fizikai érettség-vizsgálatok

A fizikai érettség-vizsgálatok közé tartozik a hőmérséklet mérése, illetve a különböző organoleptikus tulajdonságok vizsgálata.

Hőmérséklet

A komposztérettség meghatározásának egyik leggyakoribb módja. A mikroorganizmusok biooxidációja energiateremtés mellett megy végbe, ami a hőmérséklet emelkedésében tapasztalható (*Jimenez és Garcia, 1992*).

A komposzt akkor tekinthető érettnek, ha a hőmérséklete többé-kevésbé állandó marad a komposzt átkeverését követően is (*Harada, et al., 1981; Golueke, 1986; Inbar et al., 1993*).

Szín

A komposztvégtermék egy földszerű anyag, ami a mineralizáció mellett végbemenő humifikációnak köszönhetően sötétbarna, fekete színű. A sötét szín kialakulásának elengedhetetlen tényezője a komposztálási feltételek biztosítása, különösen a homogenitás és az átlevégőzöttség fenntartása. Ha a korhadás és a mikroorganizmusok tevékenysége leáll, szürke színű gombásodás figyelhető meg (*Jimenez és Garcia, 1989*).

Szag

A lebontási feltételek optimalizálásával, a megfelelő nedvességtartalom és az oxigén biztosításával a komposztálási folyamat szén-dioxid képződése mellett megy végbe. Azonban, az anaerob körülmények kialakulása ammónia-képződéssel jár, amit szaghatás formájában is tapasztalhatunk. A nem megfelelően átkevert komposztanyagban, a teljesen oxigénmentes foltokban kén-hidrogén is képződhet. Az oxigénhiány és a túlzott nedvességtartalom rothadó szagot eredményez (*Mathur, 1993*).

A különböző illékony szénhidrogének (piridin, pirazin, stb.) főleg a komposztálási folyamat első szakaszában, a zsírsavak magas hőmérsékleten történő bontásakor képződnek, de szaghatásuk és jelenlétük a bomlási folyamat végére teljesen megszűnik (*Golueke, 1981, Van der Hoeck és Oosthoek, 1985*).

A komposzt szagát a kiindulási alapanyagok tulajdonsága is befolyásolja - a szennyvíziszapnak például önmagában is jellegzetes a szaga (*Haug, 1980*).

A végtermékeknek nem csak állaga hasonlít a földhöz, hanem a benne lévő humuszanyagok miatt a szaga is (Morel et al., 1986).

2.7.3. Kémiai érettség-vizsgálatok

A kémiai vizsgálatok közé sorolható a kationcsere-kapacitás meghatározása, a C/N arány, a nitrifikáció valamint az oldható szénfrakció vizsgálata. Szintén kémiai eljárás a komposzt humuszanyagainak meghatározása, de azt jelentősége miatt – a Simándi (2008) féle csoportosítási módszernek megfelelően – külön fejezetben ismertetem.

Kationcsere-kapacitás

Harada és Inoko (1980a, 1980b), valamint Lax és munkatársai (1986) foglalkoztak a komposzt kationcsere-kapacitásának vizsgálatával, mint a komposztérettség meghatározásának egyik lehetséges módjával. A vizsgálat alapját a humuszsavak funkciós csoportjai, főleg a karboxil és fenol csoportok képezik. A humifikáció folyamán ugyanis a humuszanyagok felépülésével a funkciós csoportok száma nő, így a kationcsere-kapacitás is megnő.

C/N arány

A C/N arány a kémiai módszerek közül a legáltalánosabban alkalmazott eljárás. Általában a komposztálási folyamat elején és végén mérik (Golueke, 1977). A kezdeti érték 30 körüli, amely az érés végére 20 alá csökken.

Morel et al. (1985), Jimenez és Garcia (1991), Senesi és Brunetti (1996) és Iwegbue et al. (2006) szerint a kiindulási és a folyamat végén mért C/N arány önmagában nem elegendő az érettség meghatározásához, ezért egy érettségi indexet vezetnek be, ami a kezdeti és a végstádiumban mért C/N arányt viszonyítja egymáshoz.

Nitrifikáció

Iwegbue et al. (2006) és Chefetz et al. (1996) a különböző nitrogénformák egymáshoz viszonyított arányából következtetnek a komposzt érettségére. A nitrogén mennyisége a teljes degradációs folyamat során folyamatosan csökken, azonban a folyamat első szakaszában főleg az ammónia (ammónium-ion) mennyisége a

meghatározó, míg a folyamat végén az ammónium aránya csökken, a nitrát-ion mennyisége pedig nő.

Oldható szénfrakció

Hue és Liu (1995), Liang et al. (1996), Sanchez-Monedero et al. (1999), valamint *Zmora-Nahum et al. (2005)* az oldható szerves szén mennyiségének változását vette alapul a komposztérettség meghatározásához. A degradációs folyamat elején az oldható szerves szén mennyisége fokozatosan nő, majd egy bizonyos szintet elérve az érett komposztban egy stabil, állandó értéket vesz fel.

2.7.4. Mikrobiológiai érettség-vizsgálatok

A mikrobiológiai érettség vizsgálatok alapját az a hipotézis képezi, mely szerint az érettség a stabilitással szorosan összefügg. Azaz, a mikrobiológiai aktivitás intenzitása meghatározza a komposzt érettségét (*Morel et al., 1985; Jimenez és Garcia, 1989*).

Mikroorganizmusok száma, enzimaktivitás

Gazi et al. (2007) és *Chroni et al. (2009)* a mikroorganizmusok mennyiségét, valamint a mikroba-populáció összetételének változását vizsgálta. A mikroorganizmusok száma a degradációs folyamat végére folyamatosan csökken. A szervesanyag átalakulását, a humuszanyagok stabilizálódását (így közvetetten a komposzt érettségét) jelzi a csökkenő baktérium-populáció.

A baktériumszám változásánál pontosabb meghatározás, ha az enzimaktivitást (proteáz, celluláz, amiláz) vesszük figyelembe. A folyamat kezdeti szakaszában az enzimek nagy mennyiségben vannak jelen, majd a komposzt érésével arányuk folyamatosan csökken (*Bhat, 2000; Dienes, 2006, Raut et al., 2008*).

Önhevülési teszt

Jimenez és Garcia (1989), Gallenkamper et al. (1993), Kovács et al. (2007b) az önhevülési tesztet említi a komposztérettség vizsgálatának módszereként. A komposztban képződő hő a komposzt éretlenségének (a mikrobiológiai lebontás meglétének) tartják.

Az önhevülési teszt elvégzésének általános formája a Dewar-teszt, mely során egy hőszigetelt tartályban 72 óra alatt elért legmagasabb hőmérséklet alapján határozzák meg a komposzt érettségi fokát (*Gallenkamper et al., 1993; Kovács, et al., 2007b*)

Aleksza és Dér (2002) a maximálisan elért hőmérséklet alapján a komposztot öt érettségi tartományba sorolja. A 60–70 °C-ot elérő szubsztrátot I., az 50–60 °C-ot elérőt II., a 40–50 °C-os tartományút III., a 30–40 °C-ot mutatót IV., a 20–30 °C közé esőt V. érettségi fokúnak minősítik.

Respirációs index, oxigén-fogyasztás, szén-dioxid-termelés

A komposztálás aerob körülmények között végbemenő oxigénigényes folyamat. Ennek alapján a felhasznált oxigén mennyiségéből, illetve a degradáció során keletkezett szén-dioxid mennyiségéből következtethetünk a komposzt érettségére. *Morel et al.* (1985), valamint *Jimenez és Garcia* (1989) szerint a 4 hetes érési stádiumban lévő komposztanyag oxigénigénye 30-szorosa az érett komposzténak.

Lasaridi és Stentiford (1998), *Ianotti et al.* (1993) és *Kovács et al.* (2007b) szerint a respirációs eljárás pontos módszer a komposztérettség meghatározásához. *Kovács et al.* (2007b) megemlíti, hogy abban az érési stádiumban, ahol önhevülés már nem tapasztalható, oxigénfogyás még mindig megfigyelhető. Ennek alapján az önhevülési tesztet a degradációs folyamat elején javasolja, míg a respirációs méréseket a lebontás végén.

A respirációs mérés hátránya, hogy laboratóriumi körülményeket, nagy szakértelmet és körültekintést igényel, ami gyakorlati elterjedését korlátozhatja (*Adani et al., 2004*).

Biológiai oxigénigény

Stahlschmidt (1978) foglalkozott a biológiai oxigénigény vizsgálatok alkalmazhatóságával a komposztérettség ellenőrzésére, valamint a degradációs folyamat nyomon követésére. Különböző oxigénellátottság mellett vizsgálta a komposztminták BOI_5 értékét. Megállapította, hogy 30 napos intenzív levegőztetést követően a BOI_5 érték 75%-al csökkent.

Henry és Harrison (1996) igazolta, hogy a biológiai oxigénigény értéke nagymértékben függ a komposzt hőmérsékletétől, illetve homogenitásától.

2.7.5. Növények biológiai vizsgálatai

A növények biológiai vizsgálatának célja a kész komposzt növényi fejlődésre gyakorolt hatásának elemzése. A kifejtett hatás lehet pozitív (pl. növényi produktum, növénybe felvett tápanyagok), illetve negatív, azaz fitotoxikus hatás (*Wu et al., 2000*)

Az éretlen komposzt csírázásgátló, illetve növekedést csökkentő hatásával több szakember is foglalkozott (*Zucconi et al. 1981a*). A vizsgálatokhoz általában csíratesztet, vagy valamilyen növény különböző kivonatait használják. A leggyakrabban alkalmazott növények a káposzta, az uborka és a zsázsa (*Wong, 1985; Riffaldi et al., 1986; Saviozzi et al., 1988; Chefetz et al. 1996; Helfrich et al., 1998; Iwegbue et al., 2006*).

2.7.6. Humuszfrakciók vizsgálata

A humifikáció vizsgálata az 1980-as években a különböző humuszfrakciók arányának vizsgálatával kezdődött. Az egyes humuszfrakciók egymáshoz viszonyított arányára különböző indexeket vezettek be, mely eltér az érett és éretlen komposzt esetében (*Sugahara és Inoko, 1981; Gonzalez-Vila, et al., 1982; Riffaldi et al., 1983*).

Spektrometria, kromatográfia

Hertelendy (1974), Jimenez és Garica (1989) a papír-kromatográfiát, mint a komposztérettség meghatározásának egy lehetséges módját említi. Az éretlen komposzt és az érett végtermék közötti különbséget a papíron nagyobb mennyiségben megjelenő humuszsav-polimerek jelentik.

A spektroszkópia alapját szintén a nagyobb mennyiségben előforduló polimerek képezik. Az aromás, illetve bonyolult humusz-vegyületek spektrális görbéje eltér a kiindulási anyagok, valamint a közepes érési stádiumban lévő komposzt spektrális görbájátől (*Sugahara és Inoko, 1981; Watanabe és Kurihara, 1982; De Oliveira et al., 2002*)

A fent felsorolt vizsgálati eljárások közül főleg a mikrobiológiai eljárások (respiráció, önhevülés és enzimaktivitás vizsgálata) adnak átfogó képet a komposzt érettségéről, azonban vizsgálatuk nehézkes, szakértelmet igényel, csak laboratóriumi körülmények között valósítható meg. A kémiai eljárások elvégzéséhez szintén

laboratórium szükséges, ráadásul a komposzthalom homogenitását a reprezentatív mintavétel érdekében biztosítani kell.

A növényfejlődési, illetve fitotoxikológiai vizsgálatok időigényesek, inkább a komposzt beltartalmi tulajdonságairól adnak képet, mint érettségéről.

A cél tehát egy olyan eljárás kidolgozása, amely a gyakorlatban is alkalmazható és a komposzt közvetlen vizsgálatát teszi lehetővé.

2.8. Komposztok alkalmazása, elhelyezése

A komposztok felhasználási lehetőségeit a szennyvíziszap alkalmazási módjaival összekapcsolva értékelem, mivel a módszerek közel azonosak.

A szennyvíziszap felhasználási módjai alapvetően 3 fő területre oszthatók:

1. energetikai célú hasznosítás,
2. tájrendezésnél, rekultivációnál történő alkalmazás,
3. mezőgazdasági, erdészeti hasznosítás (*Webber et al., 1985*).

Az energetikai célú hasznosítás magába foglalja a biogáz előállítását, az égetést, valamint a pirolízist. A három módszer közül a pirolízis és az égetés a komposzt esetében is alkalmazható lenne, de ezekkel a technológiákkal nagy mennyiségű szerves anyagot, illetve tápanyagot vonnánk ki a tápanyag-körforgalomból, másrészt jelentős szén-dioxid emisszióval kell számolnunk (*Frost és Bruce, 1989*). Ráadásul ebben az esetben a komposztálási eljárás felesleges, mivel a szennyvíziszap közvetlen felhasználása is lehetséges.

Az erőművi égetés olyan szennyvíziszapoknál jelenthet megoldást, amelyek olyan tulajdonságokkal rendelkeznek (pl. ipari szennyvizek iszapja), ami nem teszi lehetővé más hasznosítási alternatívát (*Tamás, 2008*).

A leghatékonyabb energetikai eljárás a szennyvíziszap anaerob fermentációja, azaz biogáz előállítása, amely nem csak az energiatermeléshez járulhat hozzá, de Magyarország megújuló részarányára vonatkozó vállalásához is. A kapott fermentált iszap pedig komposztálással tovább hasznosítható (*Tamás, 2008*).

A különböző tájrendezési tevékenységeknél nagy mennyiségben van szükség szerves anyagot tartalmazó takaróanyagra. A 20/2006 (IV. 5.) KvVM rendelet alapján a hulladéklerakók takarásához 5% szerves anyag szükséges, amelyre egy stabil komposzt

megfelelően alkalmazható. Az autópálya-építés kapcsán felmerülő rekultiváció szintén szerves anyagot igényel a pálya melletti zöld felületek kialakításához, az anyagkitermelő helyek rendezéséhez.

Sopper (1989), hazánkban pedig *Hangyel és Krisztián (1995)* a szennyvíziszap alkalmazását javasolták bányameddők rekultivációja során. A szennyvíziszap közvetlen alkalmazhatósága azonban nagyban függ annak tulajdonságaitól, ezért az állandó tulajdonságokkal rendelkező komposztok alkalmazása kedvezőbb.

Werner et al. (1989) a bányameddők rekultivációja mellett a szőlőteraszok erózió elleni védelmére is javasolja a komposzt felhasználását.

Bayes et al. (1989) és *Arnot et al. (1989)* a szennyvíziszap és a szennyvíziszap-komposzt erdészeti alkalmazhatóságát vizsgálták. Megállapították, hogy nagy mennyiségben elsősorban a friss ültetvények és csemetekertek igényelnek komposztot.

Gyuricza et al. (2011) a komposztok energiaültetvényben történő felhasználását említi meg, ami az elhelyezés mellett hazánk megújuló energiaforrásokra vonatkozó vállalását is elősegíti. A komposzt nemcsak a fás szárú, de a lágy szárú ültetvényekben is felhasználásra kerülhet.

Kádár et al. (2009), valamint *Elfoughi et al. (2010)* a komposztok mezőgazdasági alkalmazhatóságát vizsgálva megállapítja, hogy a komposzt hozzájárul a talaj termékenységéhez, valamint tápanyag szolgáltató képességéhez. *Uri (2007)* felhívja azonban a figyelmet arra, hogy a szennyvíziszap és komposzt tulajdonságait, valamint a talajadottságokat figyelembe kell venni a kijuttatáskor. *Kovács et al. (2007)* megemlíti, hogy a friss komposztot célszerű azonnal kijuttatni, így a még le nem zajlott degradációs folyamatok a talajban befejeződnek.

A szennyvíziszap kijuttatásának optimalizálásával *Füle (1997)*, illetve *Tamás és Fehér (2010)* foglalkozott térinformatikai modellek segítségével. A felépített modellek segítségével lehatárolhatóak azok a területek, ahová a szennyvíziszap a legkisebb környezeti kockázattal kijuttatható. A készített geoinformációs modelleket célszerű lenne a jövőben komposztra vonatkozóan is alkalmazni, továbbfejleszteni.

A komposztok felhasználási módja széleskörű, de az alkalmazás elengedhetetlen feltétele az, hogy a kijuttatandó anyag közel állandó beltartalmi értékekkel rendelkezzen, ami a kijuttatandó mennyiség megtervezést is elősegíti. Távlati cél, hogy a mezőgazdasági felhasználás során – a talajtulajdonságok figyelembe vételével – növény-specifikus komposztokat állítsunk elő, amelyek tulajdonságait a táplálendő növényhez igazítjuk (szántóföldi növények, zöldségfélék, gyümölcsfélék). Azokat a

komposztanyagokat, amelyek a környezetre nagyobb kockázatot jelentő tulajdonsággal bírnak, olyan növények esetében kell alkalmazni, amelyek nem kerülnek be a táplálékláncba (pl. biomassza-termelés, vetőmag-előállítás).

3. Anyag és módszer

A vizsgált két fő alapanyag – a szennyvíziszap, illetve a vágóhídi hulladékok – általában egész évben elérhető, tulajdonságaik azonban a tisztítási és feldolgozási technológiától függ. Ezzel szemben a komposzt adalékanyagai (fűnyesedék, faapríték, stb.) időszakosan állnak rendelkezésre, ezért vizsgálataim egyik fő irányvonala az alapanyagok, valamint a szezonális adalékanyagok különböző keverési arányainak elemzése, illetve a végtermék tulajdonságainak értékelése volt.

Célul tűztem ki továbbá a degradációs folyamatot befolyásoló tényezők, valamint a komposztérettség meghatározását olyan módszerek alkalmazásával, amelyek közvetlenül a prizmából, „*in situ*” módon nyernek információt. Kovács *et al.* (2007b), Jimenez és Garica (1989), valamint Chefetz *et al.* (1996) alapján ugyanis arra a megállapításra jutottam, hogy azok a módszerek, amelyek megbízhatóan alkalmazhatóak általában laboratóriumi körülmények között valósíthatóak meg.

3.1. Vizsgált komposztalapanyagok jellemzése

A felhasznált alapanyagokat három fő csoportra osztottam:

1. primer, növényi eredetű anyagok,
2. szekunder, állati eredetű anyagok és
3. terciér, ipari tevékenységből származó melléktermékek.

3.1.1. Primer, növényi eredetű anyagok

A növényi maradványok, melléktermékek felhasználásának célja a lebontási feltételek optimalizálásának elősegítése. A növényi eredetű anyagok hozzájárulnak a C/N arány beállításához, a nedvességtartalom stabilizálásához.

Mivel az egyik vizsgált technológia esetében a szennyvíziszap, a másik esetében pedig a vágóhídi hulladék adott volt, mint ártalmatlanítandó alapanyag, ezért a primer anyagokat a fent említett hulladékok jellemző tulajdonságainak – elsősorban a nedvességtartalom, valamint a C/N arány – figyelembe vételével választottam meg.

Ennek megfelelően a felhasznált növényi anyagokat a szárazanyag-tartalom, valamint a szárazanyagra vonatkoztatott szén- és nitrogén-tartalom alapján 3 csoportba sorolhatjuk. Az adalékanyagok tulajdonságait a 3. táblázat tartalmazza.

A felhasznált növényi eredetű anyagok tulajdonságai

Vizsgált paraméterek	I. csoport				II. csoport	III. csoport
	Fanyesedék	Fűrészpor	Kukorica-csutka	Repce-szalma	Búza-szalma	Füapriték
Száranyag m/m%	82,1	84,2	88,2	85,6	66,4	18,3
Térfogattömeg (kg/dm ³)	0,5	0,2	0,3	0,4	0,3	0,2
pH (10% vizes szuszpenzió)	5,6	5,6	5,7	5,7	6,0	5,7
Összes vízoldható só m/m%	0,3	0,31	0,89	0,42	0,98	0,87
Összes N m/m%	0,62	0,1	0,6	1,3	2,1	3,4
Izzítási veszteség m/m%	58,7	72,3	81,2	67,7	81,9	83,4
Összes C m/m%	32,7	51,0	54,3	46,5	44,3	51,3
összes P (P ₂ O ₅ -ba) (m/m%)	0,3	0,1	0,1	1,7	1,0	0,8
összes K (K ₂ O-ba) (m/m%)	0,3	0,4	0,3	0,4	0,4	0,3
Ca (m/m%)	1,1	0,3	0,1	1,5	0,9	0,8

A nyílt prizmás technológia esetében a búzaszalma, a repceszalma, valamint a fűrészpor külső beszállítóktól került beszerzésre, míg a fanyesedék és füapriték parkfenntartási tevékenységből származott.

A zárt technológia esetében a kukoricacsutka, illetve a búzaszalma a BátorTrade Kft. növénytermesztési tevékenységének melléktermékei voltak.

3.1.2. Szekunder, állati eredetű anyagok

Az állati eredetű trágyák közül szarvasmarha almos trágyát, valamint baromfi trágyát alkalmaztam az optimális C/N arány, valamint a keverék szárazanyag-tartalmának beállítása érdekében. A trágya minőségét az alkalmazott állattartási, trágyakezelési technológia határozza meg. A BátorTrade Kft. állattartó telepeiről származó trágyák tulajdonságait a 4. táblázat foglalja össze.

A felhasznált állati trágyák tulajdonságai

Vizsgált paraméterek	Szarvasmarha trágya	Baromfi trágya
Szárazanyag m/m%	29,2	43,2
Térfogattömeg (kg/dm ³)	0,9	0,5
pH (10% vizes szuszpenzió)	7,9	7,5
Összes N m/m%	2,4	2,7
Izzítási veszteség m/m%	26,2	39,6
Összes C m/m%	45,0	37,8
összes P (P ₂ O ₅ -ba) (m/m%)	0,2	0,8
összes K (K ₂ O-ba) (m/m%)	0,4	1,1

3.1.3. Tercier anyagok

A harmadik csoportba azok az ipari termelésből származó melléktermékek, illetve technológiai folyamatok vég- és melléktermékei tartoznak, amelyek ártalmatlanítása a cél.

A szennyvíziszap minőségét a technológiai folyamat, valamint a tisztítandó szennyvíz tulajdonságai befolyásolják. Kutatásaim során a Debreceni Vízmű ZRt. kommunális szennyvíztisztító telepéről származó rothasztott szennyvíziszapot használtam fel. A 70-75 m/m%-os nedvességtartalmú, kirothasztott szennyvíziszap minőségi paramétereinek átlagos értékeit, a minták szórását, valamint az 50/2001. (IV.3.) Kormányrendelet által meghatározott, szennyvíziszapra vonatkozó határértékeket foglalja össze az 5. táblázat.

A felhasznált szennyvíziszap minőségi paraméterei

Vizsgált paraméterek	Átlag	Szórás	Határértékek
Száranyag tartalom m/m%	29,3	2,36	
Térfogattömeg szárazanyagra (kg/dm ³)	0,7	0,	
Térfogattömeg eredeti nedves anyagra (kg/dm ³)	2,4	0,42	
pH (KCl)	7,2	0,07	
pH (d.víz)	7,5	0,17	
Összes oldottanyag-tartalom m/m%	4,6	2,10	
Szervesanyag-tartalom (m/m %)	49,7	0,12	
Összes C%	35,2	0,44	
Összes N%	3,2	0,35	
AL oldható P ₂ O ₅ [m/m% (sz.a.)]	1,1	0,12	
AL oldható K ₂ O [m/m% (sz.a.)]	0,3	0,02	
Ca [(m/m% (sz.a.)]	6,5	1,48	
Mg [(m/m% (sz.a.)]	0,4	0,04	
As (mg/kg)	5,7	4,50	75
Cd (mg/kg)	1,0	0,25	10
Co (mg/kg)	3,1	1,58	50
Összes Cr (mg/kg)	71,5	87,7	1000
Cu (mg/kg)	63,2	20,2	1000
Hg (mg/kg)	10,7	11,85	20
Ni (mg/kg)	15,9	12,66	200
Pb (mg/kg)	27,8	21,02	750
Se (mg/kg)	5,3		100
Zn (mg/kg)	621	86,3	2500

A vizsgált minták paraméterei minden esetben a rendeletben foglalt határértékek alatt maradtak. A szennyvíziszap felhasználhatóságát jogi szabályozás nem korlátozza.

Egyes paraméterek esetében (pl. króm, réz, cink), a szórásértékek magasak, gyakori a nagy arányú eltérés az átlagértéktől. Ezért, a komposztkeverék kialakításakor figyelembe kell venni az aktuálisan rendelkezésre álló szennyvíziszap kémiai paramétereit.

Az állati eredetű hulladékokra alapozott technológia esetében a keverék kialakítását megelőzően vizsgáltam a speciális kezelést igénylő, a 71/2003. (VI. 27.) FVM rendelet szerint 2. osztályba sorolt, előzetesen hőkezelt állati hulladékok, valamint a 3. osztályba sorolt baromfitoll tulajdonságait.

A sterilizálással történő előkezelés során az állati tetemekből és a vágóhídi hulladékokból keletkező termék egy része, a hígabb fázis, a nyírbátori BátorTrade Kft. által üzemeltetett biogáz üzembe kerül, míg a szűréssel visszamaradó, illetve ülepedett, durvább részeket is tartalmazó szűrlet komposztálása történik.

A 6. táblázat a baromfi-feldolgozó üzemből származó, nem parafinos toll, valamint a visszamaradt csont és szűrlet minőségi paramétereit prezentálja.

6. táblázat

Az előkezelt csont és baromfitoll minőségi paramétereit

Vizsgált paraméterek	Előkezelt csont	Baromfitoll
Szárazanyag m/m%	27,3	23,6
Térfogattömeg (kg/dm ³)	0,7	0,4
pH (10%-os vizes szuszpenzió)	6,7	6,5
Összes N m/m%	5,4	2,6
Izzítási veszteség m/m%	70,3	66,2
Összes C m/m%	17,3	8,6
összes P (P ₂ O ₅ -ba) (m/m%)	2,0	0,3
Ca (m/m%)	1,1	0,3

3.2. Kísérleti beállítások

A lebontandó hulladékok eltérő tulajdonságai miatt két komposztálási technológiát vizsgáltam:

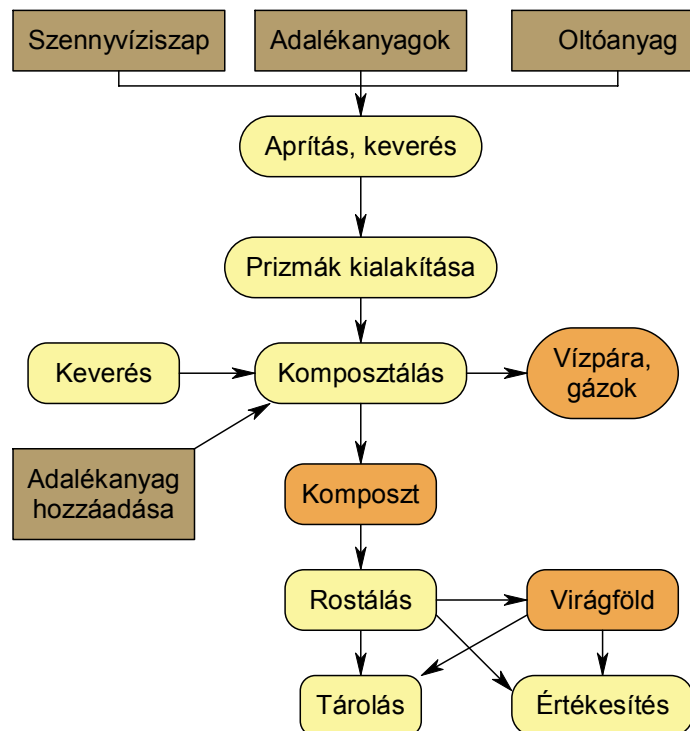
1. szennyvíziszapra alapozott nyílt, forgatott prizma-komposztálást és
2. állati eredetű hulladékokra alapozott GORETM Cover intenzív, levegőzetett zárt komposztálási rendszert.

A vágóhídi hulladékok esetében a rendszer zártsága elengedhetetlen, egyrészt a termelődő gázok és szaganyagok visszatartása érdekében, másrészt az intenzív levegőztetés elősegíti a nehezen degradálható anyagok feltáródását.

A nyílt rendszer alkalmazását a nagy mennyiségben keletkező, gazdaságosan és viszonylag gyorsan degradálható szennyvíziszap indokolja.

3.2.1. Nyílt prizmás komposztálási technológia

A szennyvíziszapra alapozott nyílt prizmás komposztálási technológia beállítására a debreceni A.K.S.D. Városgazdálkodási Kft. komposztáló telepén került sor (III. melléklet). A cég célja a degradáció során nyert végtermék értékesítése komposztként, illetve tőzeg hozzáadásával virágföldként. A Kft. komposztáló telepén 25 prizma kialakítására van lehetőség. A cég gépparkját egy keverőgép, egy homlokrakodó, egy aprítógép és egy rostáló gép adja. A technológia folyamatát mutatja be az 5. ábra.



5. ábra. Az alkalmazott nyílt prizmás komposztálási technológia

A telepen az adalékanyagok különböző arányú alkalmazásával 7 prizmat állítottam be. A prizmák kialakításakor a maximálisan alkalmazható szennyvíziszap felhasználása mellett 13-15:1 C/N arány beállítása volt a cél, ugyanis a magasabb N-tartalomnak köszönhetőn a prizma hamarabb felmelegszik, így a bomlási folyamatok gyorsabban megindulnak.

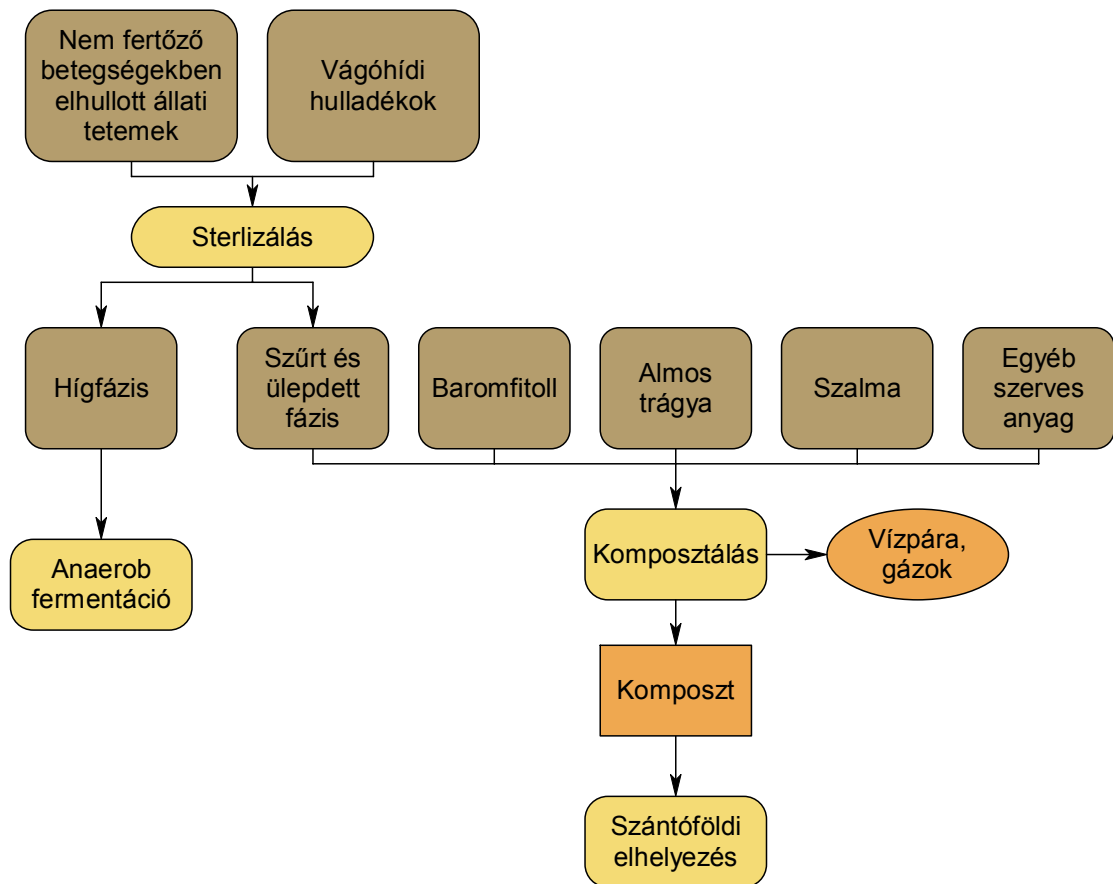
A degradáció hatékonyságának növelése érdekében egyes keverésekben COFUNA[®] márkajelzésű mikrobiális oltóanyagot használtam (az oltóanyag összetételét a IV. melléklet tartalmazza). A komposzt tartózkodási ideje 8 hét volt a prizma összetételétől függetlenül. Az első 4 prizma kialakításakor a cél a keverési arányok végtermékre gyakorolt hatásának vizsgálata volt, ezért ezeknek a prizmáknak a

beállítására egy időben került sor (2007. október). Az 5., 6. és 7. kísérleti beállítás célja a degradáció folyamatának vizsgálata, valamint a komposzt-homogenitás és érettség meghatározása volt.

3.2.2. Zárt, intenzív, levegőztetett, zárt komposztálási technológia

Az intenzív, levegőztetett, zárt komposztálási technológia a nyírbátori BátorTrade Kft. komposztáló telepén lett kialakítva. A komposztálótér fedett acélszerkezetes építmény, amelyet kezdetben csak felülről, majd később oldalról is zárttá alakítottak. A komposztálás támfallal elhatárolt komposztterekben történik. A telepen 14 cella lett kialakítva (*V. melléklet*). Egy cella befogadóképessége 150 tonna alapanyag. A cellák betárolása homlokrakodóval és szervestrágya-szóróval történik. A tartózkodási időt figyelembe véve, – amely átlagosan 30 nap – egy-egy cella évente 12 alkalommal tölthető fel. A levegő bejuttatását a padozatba beépített perforált csövek segítségével valósítják meg. A ventilátorok ütemezett bekapcsolása a prizmába mélyesztett hőmérő és oxigénszondák mérési adatai alapján történik.

A telepre bekerülő alapanyagok útja a *6. ábrán* látható. A sterilizálással történő előkezelés során az állati tetemekből és a vágóhídi hulladékokból keletkező termék egy része, a hígabb fázis a BátorTrade Kft. által üzemeltetett biogáz üzembe kerül, míg a szűrővel visszamaradó, illetve ülepedett, durvább részeket is tartalmazó fázis komposztálása történik. Az egyes folyamatok során keletkező végterméket, a fermentált trágyát, valamint a komposztot szántóföldön helyezik el.



6. ábra. A nyersanyagok útja az alkalmazott zárt komposztálási technológia esetén

A biohulladékok komposztálását az EU-konformnak minősíthető, világszerte széles körben elfogadott GORE® technológiával végzik.

A rendszer három fő elemből tevődik össze:

1. Az aktív levegőztető egységgel a komposztálásban közreműködő mikroorganizmusokat látjuk el oxigénnel.
2. A levegőztetést az érő anyagban mért hőmérséklet és oxigéntartalom jellemzőivel, visszacsatolási elven szabályozzuk.
3. A komposztálás zárt rendszerű megvalósulását a GORE™ Cover membrántakaróval biztosítjuk.

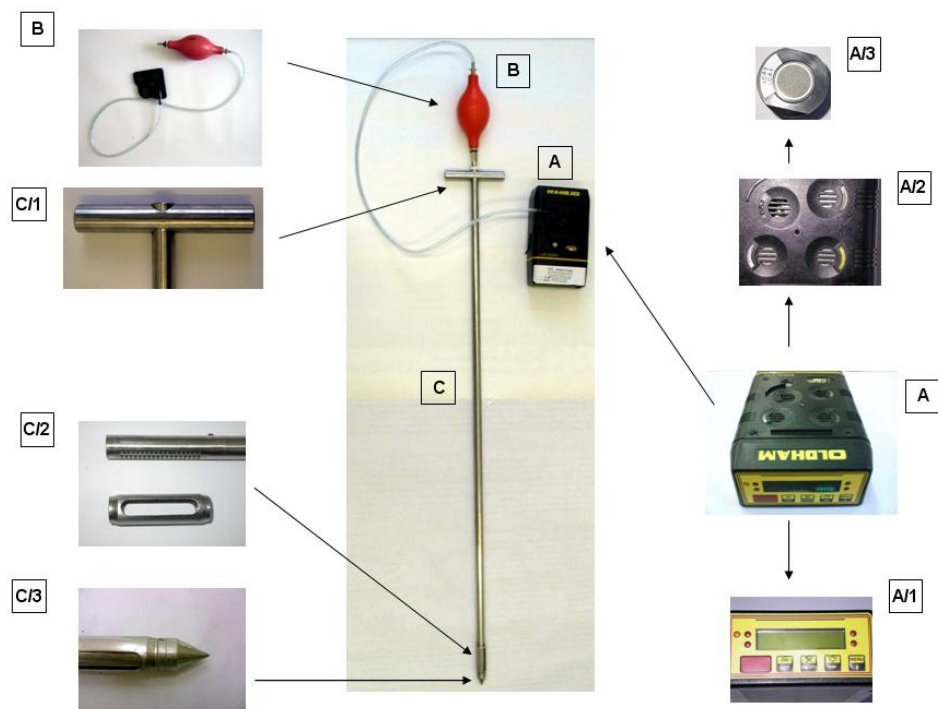
A zárt komposztálási technológia esetében a vizsgálatok célja a hőmérséklet, valamint a gázok eloszlásának meghatározása volt.

3.3. Elvégzett vizsgálatok és alkalmazott eszközök

A vizsgálatokhoz mintavételi pontok kerültek kijelölésre különböző mélységben és magasságban a prizma hossz- és keresztshelvényeiben. A mintavételezéshez EIJKELKAMP típusú talajfúrót használtam (*VI. melléklet*).

A gáztartalom mérése OLDHAM MX 21 típusú hordozható multigáz érzékelő műszerrel történt (*7. ábra, [A]*). A mérhető gázok: éghető gázok, toxikus gázok (szén-monoxid, hidrogén-szulfid, klór, ammónia, stb.) és oxigén. Egyidejűleg 4 különböző gázt (*7. ábra, [A/2]*) – egy éghetőt és három szabadon választottat – képes érzékelni speciális érzékelő cellák segítségével (*7. ábra, [A/3]*), melyek egy-egy csatornának felelnek meg. A kapott eredményt alfanumerikus kijelző jelzi ki (*7. ábra, [A/1]*), toxikus gázok esetén ppm-ben, éghető gáz esetén pedig térfogatszázalékban. A mérés elve infravörös fénytörésen alapul. A műszer szivattyú rendszerrel, egy gáz-befecskendező fedéllel van felszerelve (*7. ábra, [B]*), így a nehezen hozzáférhető helyeken is képes a gázmennyiséget érzékelni.

A mérőműszer kiegészítésére volt szükség, hogy lehetőség legyen a komposztprizma gázkomponens-koncentrációjának közvetlen mérésére (*7. ábra, [C]*). Ez egy, az intézetünk által kifejlesztett, speciális rozsdamentes, saválló acélból készült mérőrúd, melynek belső átmérője 14 mm, maximális mérési mélysége 1,5 m. A könnyebb alkalmazás érdekében a mérőrúd hegyben végződik (*7. ábra, [C/3]*), és egy speciális markolattal van ellátva (*7. ábra, [C/1]*). A szennyeződések elkerülése érdekében a szondarúd vége szűrővel fedett (*7. ábra, [C/2]*).



7. ábra. OLDHAM MX 21 hordozható gáz analízátor

Jelmagyarázat:

A: OLDHAM MX 21 gáz analízátor

A/1: Alfánumerikus LCD kijelző

A/2: A műszer teteje (4 érzékelő cella a 4 gáz érzékeléséhez)

A/3: Érzékelő cella

B: Szivattyú rendszer

C: Mérőrúd

C/1: Speciális fog

C/2: A mérőrúd hegyes vége

C/3: Speciális fém szűrő

A relatív nedvességtartalmat a prizmákból vett mintákban elemeztem. A mintákat 105 °C-on tömegállandóságig szárítottam. A nedvességtartalmat a tömegvesztéséből határoztam meg.

Az elemtartalmat második generációs, röntgen-fluoreszcenciás spektrometria elvén működő miniatürizált röntgensövet alkalmazó, FPXRF NITON XLt 700 műszerrel határoztam meg (VII. melléklet). Az eszköz a nehézfémek karakterisztikus röntgensugárzása alapján határozza meg az elemtartalmat, nagy érzékenyséű BASP röntgensugár-detektor alkalmazásával (Nagy et al., 2006).

Az elemtartalom méréséhez a minták előkészítésére van szükség. A minta-előkészítés roncsolásmentes technikával történt. A mintát átkevertem, kiterítettem, szobahőmérsékleten száradni hagytam. Száradás után a komposztot daráltam, porcelán

mozsárban aprítottam, és 2 mm-es szitán átszitáltam. Az így előkészített minta 50 g-ját mintavevő zacskóba helyeztem, légmentesen lezártam (*Shefsky, 1997*).

Az FPXRF teljes elemtartalom mérését teszi lehetővé, figyelembe véve a mátrixhatásokat is, amelyek Compton normalizációval kerülnek korrekcióra (*Kovács és Tamás, 2002*).

A mintavételt megelőzte a belső kalibráció, valamint standardokkal külső ellenőrző mérések. A mérést tömörített mintákkal, vékony fólián át a készülék által meghatározott időegységig végeztem. Minden mérést háromszor isméttem, és az eredmények átlagát tekintettem az összehasonlító elemzés alapjául (*Kalnicky és Singhvi, 2001*).

A hőmérséklet mérése kazalhőmérővel történt. A hőmérő markolattal ellátott rozsdamentes, saválló, 150 cm hosszú acélrúddal van kiegészítve a közvetlen mérések érdekében (*VIII. melléklet*). A műszer tizedes mérési pontosságú. A mérést 3 mélységben, 50-100-150 cm-en végeztem.

A kompozitprizma felszíni hőmérsékletéről HEXIUM gyártmányú PYROLATER-12 termokamerával készítettem felvételeket (*IX. melléklet*). A kamera külső acél tokjában egy 7800 elemből álló, (320x240-es rácselrendezésű) hűtést nem igénylő mikrobolométer szenzor található. Az érzékenysége átlagosan 0,05 °C. Mérési tartománya -20 és 120 °C közötti, de optimális működési hőmérséklete -15 és 60 °C között van (*Nagy, 2005*).

A reflektancia meghatározásához ALTA II. terepi (*X. melléklet*), hordozható spektrofotómetert alkalmaztam. A műszer különböző színspektrumokban mér 470-940 nm között. Az egyes színek előállítására a készülék hátuljába beépített izzók szolgálnak.

A reflektancia kiszámításához szükséges az egyes hullámhosszon mért feszültségértékek mérésen kívül egy úgynevezett „dark” feszültség ismerete is. A „dark” feszültség-értéket a műszer alapállapotában – színspektrum kiválasztása nélkül – méri fehér papíron. A vakpróba standard mérései szintén fehér lapon történnek az egyes hullámhosszokon. Az egyes hullámhosszokhoz tartozó reflektancia értéket az alábbi képlet segítségével számíthatjuk ki (*Treiman, 2000*):

$$R = \left[\frac{\text{Minta feszültsége} - \text{„Dark” feszültség}}{\text{Standard feszültség} - \text{Dark feszültség}} \right] * 100$$

8. ábra. A reflektancia kiszámításának menete

A minták szén- és nitrogéntartalmát, valamint C/N arányát a DE AGTC Víz- és Környezetgazdálkodási Intézet CNS elem-analizátorával mértem.

A szervesanyag-tartalom, a foszfát-, kálium- és kalciumtartalom valamint az alapanyagokra vonatkozó fémtartalom vizsgálatokat a DE AGTC MÉK Élelmiszertudományi, Minőségbiztosítási és Mikrobiológiai Intézetének laboratóriumaiban végezték el.

3.3.1. A degradációs folyamatok modellezésének módszere

Whang és Meenaghan (1980), Mohee et al. (1998), valamint Ndegwa et al. (2000) a komposztálási folyamat kinetikai, dinamikai és szimulációs modellezésével foglalkoztak. Kutatásaik célja a degradációs szakaszok szimulálása volt különböző kinetikai és dinamikai egyenletek, törvényszerűségek felhasználásával. Modelljükben azonban nem vetik össze a különböző keverési arányok és alapanyagok jellemzőit.

Ezzel szemben *Wiley és Pearce (1957)* modelljének célja a lebomlás során végbemenő anyagváltozások feltárása, anyagmérlegek modellezése volt. Modelljükben a komposzt empirikus kémiai képletét alkalmazva építik fel az anyagmérleget. A különböző keverések modellezésére azonban sem ők, sem pedig az ő modelljüket továbbfejlesztő *Kutzner (2000)* nem tér ki.

Az egyes keverékek degradációja során bekövetkező anyagváltozások modellezésére *Kutzner (2000)* modelljét vettem alapul. Az anyagmérlegeket az alapanyagok tapasztalati képletei és degradációs egyenletei (7. táblázat), valamint a kiindulási keverékben felhasznált arányuk alapján készítettem el.

A nyílt prizmás technológia során alkalmazott alapanyagok tapasztalati képletei és degradációs egyenletei

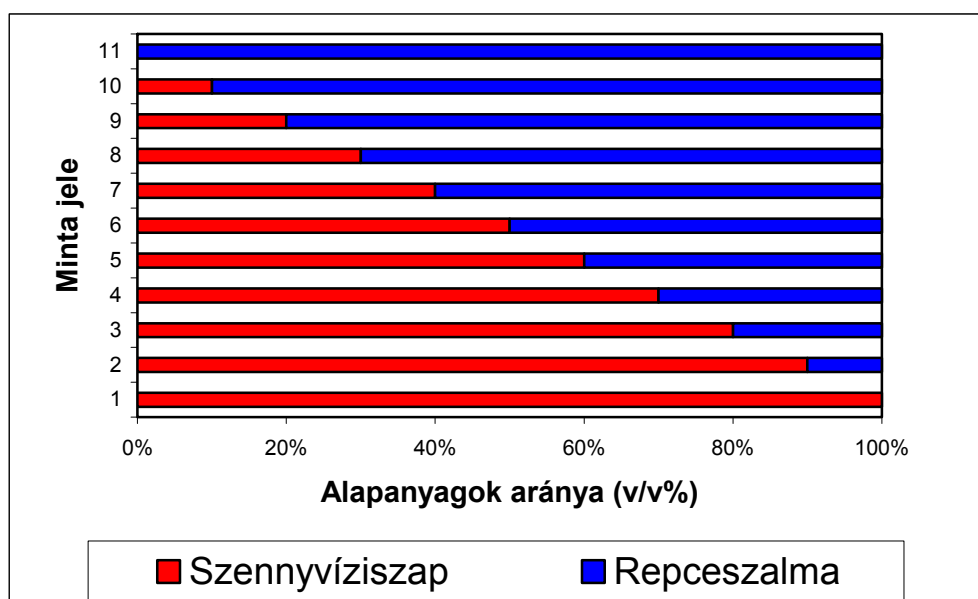
Alapanyag	Empirikus képlet ^(a)	Degradációs egyenlet
Szennyvíziszap	$C_{10}H_{19}O_3N$	$2 C_{10}H_{19}O_3N + 25 O_2 = 20 CO_2 + 16 H_2O + 2 NH_3$
Faapríték	$C_{28}H_{40}O_{24}N$	$4 C_{28}H_{40}O_{24}N + 101 O_2 = 112 CO_2 + 74 H_2O + 4 NH_3$
Fűnyesedék	$C_{23}H_{38}O_{17}N$	$4 C_{23}H_{38}O_{17}N + 93 O_2 = 92 CO_2 + 70 H_2O + 4 NH_3$
Szalma	$C_6H_{10}O_5$	$C_6H_{10}O_5 + 25 O_2 = 6 CO_2 + 5 H_2O$
Repceszalma	$C_6H_{10}O_5N$	$4 C_6H_{10}O_5N + 21 O_2 = 24 CO_2 + 14 H_2O + 4 NH_3$
Fűrészpor	$C_{10}H_{12}O_3$	$2 C_{10}H_{12}O_3 + 23 O_2 = 20 CO_2 + 12 H_2O$
Oltóanyag	$C_{23}H_{38}O_{17}N$	$4 C_{23}H_{38}O_{17}N + 93 O_2 = 92 CO_2 + 70 H_2O + 4 NH_3$

^(a)Bidlingmaier (1983) és Krogmann (1994) alapján

A degradáció során a kiindulási anyagoknak csak egy része bomlik le, másik jelentős hányada humuszképződésben vesz részt, ezért a modellben (a gyakorlati mérések alapján) 50%-os degradációs hatékonysággal számoltam, azaz a kiindulási szerves anyag 50%-a degradálódott, 50%-ból pedig új biomassa képződött. A végtermékként nyert komposzt nedvességtartalmát – szintén gyakorlati mérések alapján – 30 m/m%-ban határoztam meg.

3.3.2. A reflektancia meghatározásának módszertani alapjai

A komposzt különböző keverékeinek eltérő reflektancia-mutatója az alapanyagok eltérő tulajdonságain alapul. Így, a vizsgálatok során a komposztkeverék kialakításához szennyvíziszap és repceszár alapanyagokat használtam. Az alapanyagok felhasználásával egy keverési sort állítottam össze, amelyben a repceszalma arányát fokozatosan 10 v/v%-al növeltem. A keverést kétszer végeztem el háromszor ismétléssel (összesen 6 mérés). Az egyes keverési arányú mintákból a statisztikai elemzések érdekében 10 mintát vettem. A keverési sort az 9. ábra szemlélteti.



9. ábra. A beállított keverési arányok

A kutatás során a tömegarányok helyett térfogataránnyal számoltam, mivel a gyakorlatban is a térfogatarányos keverést használják elsősorban.

A reflektancia meghatározásához ALTA II. terepi, hordozható spektrofotométert alkalmaztam. Vizsgáltam a nedves komposztminták, valamint a tömegállandóságig szárított minták reflektanciaértékeinek eltérését, valamint azt, hogy a keverési aránytól függően hogyan változik a reflektancia. A szárítást szárító szekrényben végeztem 105 °C-on.

3.3.3. A homogenitás-vizsgálatok módszere

A homogenitás-vizsgálat során szennyvíziszap fűrészpor alapanyagokra alapozott komposztprizmát vizsgáltam. A vizsgálati eljárásokat két csoportra osztottam. Az *in situ* vizsgálathoz tartoznak azok a módszerek, amelyek közvetlenül a prizmában mérhetőek. Ezek az eljárások a pórusok oxigén-, ammónia- és széndioxid-koncentrációjának mérése. Az *ex situ* eljárások a prizmából vett minták különböző vizsgálati módszerei: a relatív nedvességtartalom, a C/N arány, valamint az elem-tartalom meghatározása. Az *in situ* módszerek során vizsgált mérési pontokból mintavételezés is történt. (A mérés és mintavételezés 2 méterenként 1 és 1,5 m magasságból, 0,5 m mélységből történt.)

Kutatásaim során vizsgáltam, hogy a kiindulási alapanyagként felhasznált fűrészpor és szennyvíziszap milyen minőségi paraméterekkel rendelkezik. Az alapanyagok jellemzőit a 8. táblázat foglalja össze.

8. táblázat

Fűrészpor és szennyvíziszap minőségi paraméterei

Vizsgált paraméterek	Fűrészpor	Szennyvíziszap
Száranyag m/m%	84,2	29,3
Térfogattömeg szárazanyagra (kg/dm ³)	0,15	0,68
Térfogattömeg eredeti nedves anyagra (kg/dm ³)	0,17	2,35
pH (10% vizes szuszpenzió)	5,6	7,2
Összes N m/m%	0,08	3,15
Összes C m/m%	51,0	35,2
összes P (P ₂ O ₅ -ba) (m/m%)	0,09	1,06
összes K (K ₂ O-ba) (m/m%)	0,37	0,34
Ca (m/m%)	0,34	6,52
Mg (m/m%)	0,09	0,40
As (mg/kg)	4,10	5,71
Cd (mg/kg)	0,23	1,03
Co (mg/kg)	0,81	3,12
Cr (mg/kg)	1,50	71,5
Cu (mg/kg)	6,00	163
Hg (mg/kg)	<1,00	10,7
Ni (mg/kg)	3,34	15,9
Pb (mg/kg)	1,25	27,8
Se (mg/kg)	<0,20	5,34
Zn (mg/kg)	75,0	621

A táblázat alapján megállapítható, hogy a fűrészpor és a szennyvíziszap vizsgált paraméterei között számottevő differencia van, amely a két alapanyag eltérő

tulajdonságaival magyarázható. Az eltérő jellemzők alapján következtethetünk arra, hogy a mintavétel helyén melyik komponens van nagyobb arányban jelen, melynek segítségével a komposzt homogenitásáról is képet kaphatunk.

Az *ex situ* vizsgálatok elvégzését megelőzően a mintákat 105°C-on tömegállandóságig szárítottam. A relatív nedvességtartalmat közvetlenül számítottam. A mikroelem-tartalom, valamint a C/N arány meghatározásához a száraz mintákat ledaráltam.

Az *in situ* vizsgálatok során közvetlenül mértem a komposztprizma gázkomponenseinek mennyiségét 2 méterenként 0,5 m mélyen, 1 m és 1,5 m magasságban. A gázkomponensek közül a póruster oxigén, szén-dioxid, valamint ammónia-koncentrációját vizsgáltam.

3.3.4. A hőfelvételek feldolgozása

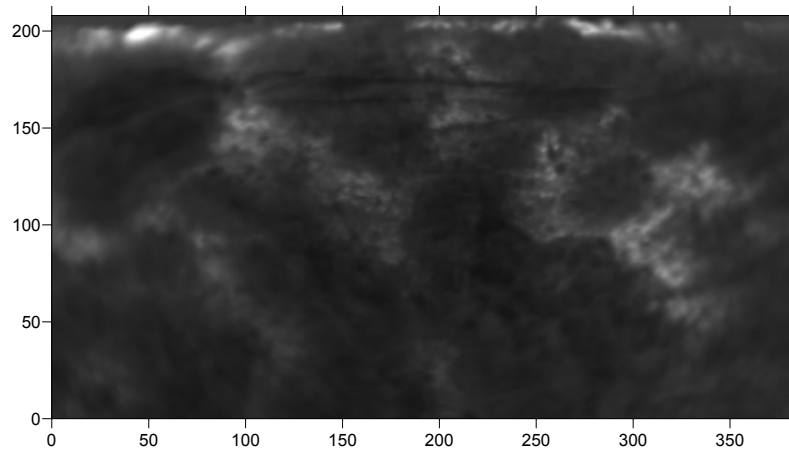
A hőkamerával készített képek kiértékelése nehézségekbe ütközött, ugyanis az elemzéshez szolgáló IRPlayer szoftver két módon biztosítja az adatok exportálását: egyrészt a képpontokhoz tartozó hőmérsékleti értékeket exportálhatjuk csv fájlba, mely az egyes pixelekhez tartozó értékeket mátrixszerűen tárolja, másrészt a hőfelvételt, mint bmp képet menthetjük. Ahhoz, hogy több képet is hatékonyan és gyorsan elemezni tudjunk az egyes pixel értékek (színintenzitás értékek) és hőmérséklet-értékek közötti összefüggés feltárására volt szükség, melynek lépéseit a következőkben szeretném ismertetni.

A képek egyszerűbb kezelése, valamint a színintenzitás felhasználása miatt fekete-fehér képet alkalmaztam. Az IRPlayer szoftverben beállítható az a hőmérséklet-tartomány, amely a legjobban jellemzi a felület hőmérsékletét. Az általam vizsgált kép esetében ez a tartomány 21 és 29 °C. Az elmentett kép egyes pixelértékeihez tartozó intenzitásértékeket (z érték), valamint a pixel függőleges (y érték) és vízszintes (x érték) koordinátáit Golden Software Surfer 9 program segítségével mentettem el. Ahhoz, hogy az intenzitásértékeket a hőmérséklettel össze tudjuk hasonlítani a csv mátrixból szintén koordinátákat kellett képeznünk, illetve a koordinátákhoz hozzá kellett rendelnünk a hőmérséklet értékeket. A koordináták az egyes pixelek mátrixban elfoglalt helyét jelölik (azaz a sor száma adta a vízszintes (x), míg az oszlop száma a függőleges (y) koordinátát, a pixelhez tartozó hőmérséklet pedig a z koordinátát). Az így képzett

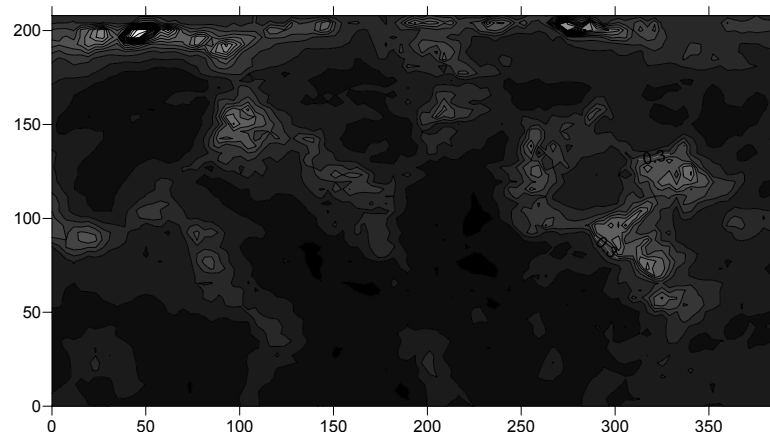
koordináták megegyeznek az exportált kép koordinátaival is, így a hőmérséklet-értékek a színintenzitás mellé rendelhetők.

A koordinátákkal összekapcsolt adatrendszer elkészítését Microsoft Excel programmal végeztem. A gyorsabb adatmásolás érdekében makrót alkalmaztam. (A makróhoz tartozó scriptet a *XI. melléklet* tartalmazza.)

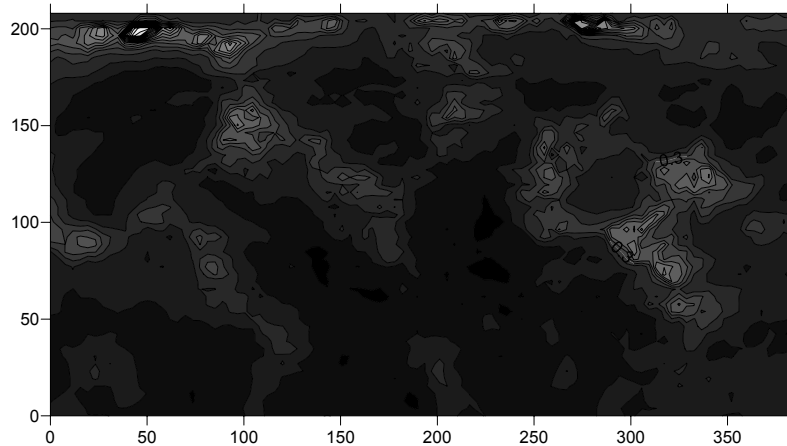
A koordinátarendszerbe rendezett értékek elfoglalt helyét, valamint eloszlását Surfer 9 szoftverben hasonlítottam össze az IRPlayer-rel exportált hőfelvétellel. A három kép eloszlása teljesen megegyezett, így megállapítottam, hogy az adatok koordinátahelyesek, így a módszer alkalmazható a hőmérséklet és az intenzitásértékek összehasonlítására. (*10. ábra*).



10/a. ábra Az IRPlayer szoftverrel feldolgozott kép



10/b. ábra. A színintenzitás értékekkel készült izovonalas felület



10/c. ábra. A hőmérséklet értékekkel készített izovonalas felület

Az adatokat egymás mellé rendezve lehetőségünk nyílik az ugyanazon koordinátákhoz tartozó hőmérséklet és színintenzitás értékek összehasonlítására. A két érték összehasonlítására regresszió-analízist alkalmaztam SPSS 15 szoftverrel.

A regresszió-analízis során 0,999 r^2 értéket kaptam, amely azt jelzi, hogy a két paraméter között nagyon szoros az összefüggés. Az analízis alapján a következő regressziós egyenletet állíthatjuk fel:

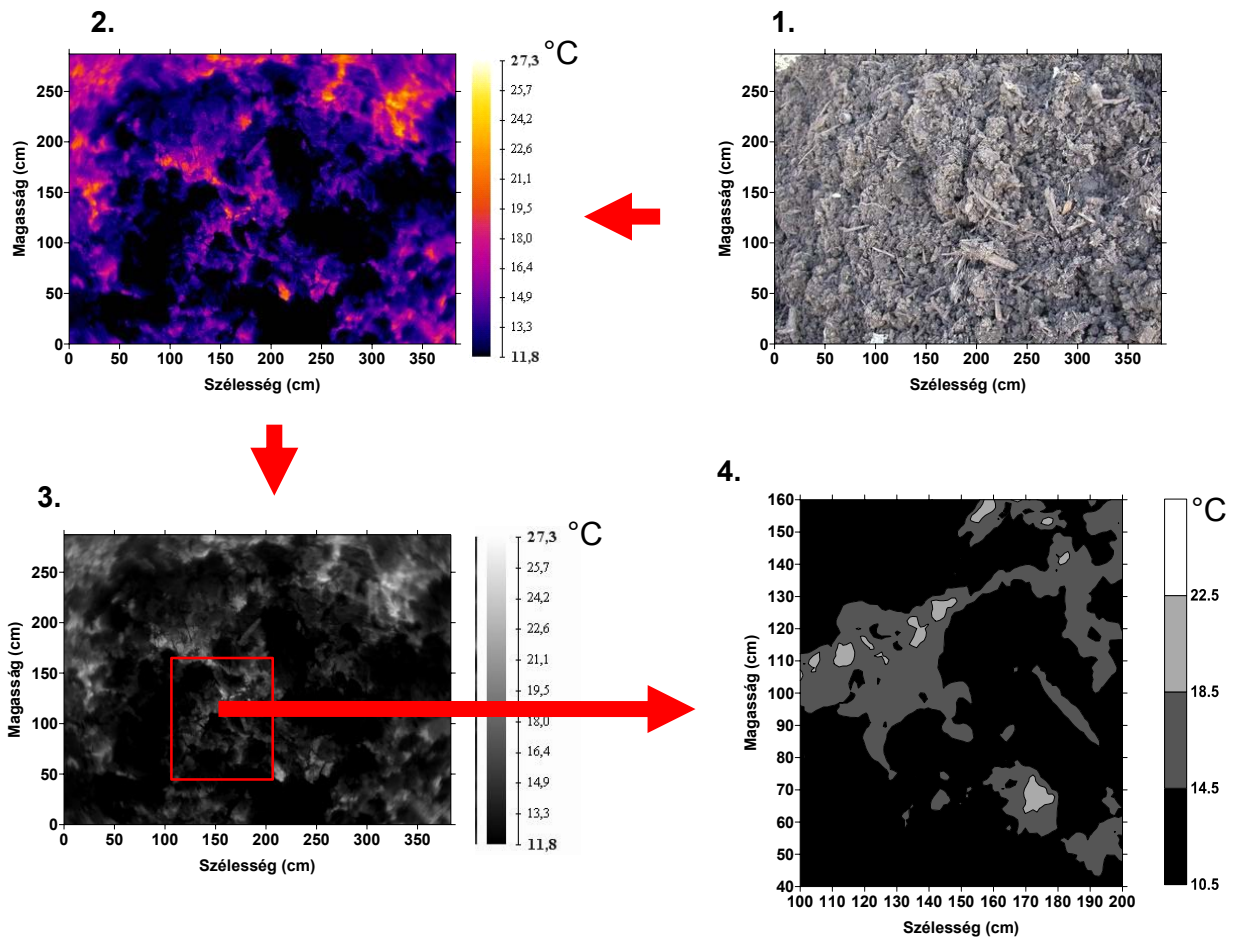
$$\text{Hőmérséklet} = 23,01 * \text{intenzitás} + 18,528$$

Ahol hőmérséklet = a pixelhez tartozó hőmérsékletérték (°C)

intenzitás = a pixelhez tartozó színárnyalat értéke (0-tól 1-ig terjed, ahol 0 a fehér 1 a fekete)

Az így kapott egyenlet visszaellenőrzése során a kapott értékek 5%-os hibahatáron belül maradtak, így a kapott összefüggéssel a pixelek hőmérsékletértéke egyszerűen kiszámolható a többi hőfelvétel esetében is.

A felszíni hőmérséklet és a belső hőmérsékletek, valamint gázviszonyok közötti összefüggések vizsgálatához a prizma egy adott szekcióját vettem alapul (40-160 cm magasság, 100-200 cm szélesség közötti szakasz), ugyanis a belső mérések is ebben a szelvényben valósultak meg. Az izovonalas felület készítésének menetét szemlélteti a 11. ábra.



11. ábra. Az eredeti képből nyert izovonalas felület elkészítésének menete (1. eredeti digitális felvétel a kompozitprizma felszínéről, 2. színes hőfelvétel a prizma felszínéről, 3. fekete-fehér hőfelvétel a prizma felszínéről, 4. a kiemelt szekció izovonalas felülete)

3.4. Az adatok kiértékelésének statisztikai és elemzési módszerei, alkalmazott szoftverek

Az adatok statisztikai kiértékeléséhez SPSS 15 statisztikai szoftvert és Microsoft Office Excel táblázatkezelő programot használtam. A statisztikai vizsgálatokat 5 és 10%-os hibahatár mellett elemeztem, mivel a vizsgálatok gyorsan ismételhetőek.

A degradációs folyamatok modellezéséhez anyagmérleg-modellt alkalmaztam, melyben a bemenő anyagok mennyiségének súlyozott értéke alapján határoztam meg a kiindulási anyag szervesanyag- és nedvességtartalmát. A modellben 50%-os degradációs hatékonysággal számoltam. A modell kimenő anyagokra vonatkozó

eredményeit a kiindulási anyag tulajdonságaival, illetve a szennyvíziszap önmagában történő degradációjával hasonlítottam össze.

Tukey-tesztet alkalmaztam azoknak a hullámhossz-tartományoknak a meghatározására, amelyek esetében az egyes keverési arányok szignifikánsan elkülöníthetőek. A keverési arány, valamint a reflektancia közötti összefüggések feltárására lineáris regressziós analízist végeztem.

A komposzt homogenitásának vizsgálata során az izovonalas eloszlásprofilok elkészítéséhez Golden Software Surfer 9 programot használtam. Az egyes eloszlásprofilok összehasonlításához az adatsorok korrelációanalízisét végeztem el.

A hőmérséklet, illetve gázviszonyok meghatározása során a különböző keverési arányú, illetve a különböző érési stádiumban lévő prizmák adatsorait szintén korrelációanalízissel hasonlítottam össze. A komposzt belsejében mért hőmérséklet és respirációs index, respirációs index és ammónia-koncentráció, valamint az ammónia-koncentráció és hőmérséklet közötti összefüggéseket regresszió-analízis segítségével vizsgáltam.

A felszíni hőfelvételek feldolgozásához a HEXIUM Kft. által kifejlesztett IRPlayer szoftvert, valamint Golden Software Surfer 9 programot használtam. A felszíni hőmérsékletértékek és az egyes pixelekhez tartozó értékek közötti kapcsolat feltárásához regresszió-analízist alkalmaztam. Az eltérő hőmérsékletű pontok kialakulását kiváltó tényezők meghatározását szintén regresszió-analízissel végeztem.

A felszíni hőmérséklet és az egyes rétegek hőmérséklete közötti összefüggéseket korrelációval határoztuk meg. A hőmérséklet-változás görbéjének vizsgálatához függvény-analízissel kiegészített regressziós függvényillesztést alkalmaztam.

A reflektancia, valamint az egyes gázok változásának kompozitrettség meghatározásban betöltött szerepét és alkalmazhatóságát korrelációval vizsgáltam.

4. Eredmények

4.1. Különböző alapanyagok és keverési arányok hatása a végtermék minőségére, degradációt befolyásoló szerepük

A szennyvíziszapra alapozott technológia kidolgozása során a cél – a szennyvíziszap ártalmatlanítása mellett – egy stabil végtermék előállítása, melynek feltétele beltartalmi értékek viszonylagos – szűk határon belüli – állandósága. Ennek megfelelően vizsgálataim célja a szennyvíziszap és a végtermékek tulajdonságainak összehasonlítása volt.

4.1.1. Különböző keverési arányok hatása a komposztvégtermék minőségére

A nehézfém-tartalom változását foglalja össze a 9. táblázat. A szennyvíziszapra vonatkozó oszlop mutatja a bekevert szennyvíziszap átlagos értékeit, míg a komposzt minőségi jellemzőit taglaló oszlopok az egyes prizmákból származó végtermékből vett minták eredményeit. A határérték oszlopban feltüntetett értékek a minősített komposztra vonatkoznak a 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet alapján.

9. táblázat

A nehézfém-tartalom változása a komposztálási folyamat során

Vizsgált paraméter	Szennyvíziszap	1. prizma	2. prizma	3. prizma	4. prizma	Szórás	Határérték 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet
As (mg/kg)	9,45	< 1,00	9,15	8,97	8,57	0,30	<10,0
Cd (mg/kg)	1,06	0,72	0,55	0,90	0,58	0,16	<2,0
Co (mg/kg)	3,27	2,09	2,03	2,56	2,37	0,25	<50,0
Cu (mg/kg)	131	93,7	97,8	98,7	99,1	2,48	<100
Cr (mg/kg)	36,6	35,73	32,80	16,10	35,80	9,44	<100,0
Hg (mg/kg)	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	-	<1,0
Ni (mg/kg)	19,1	8,17	9,03	13,60	9,28	2,43	<50,0
Pb (mg/kg)	20,4	24,80	32,10	13,60	33,90	9,22	<100,0
Se (mg/kg)	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	-	<5,0
Zn (mg/kg)	682	501,0	650,0	407,0	648,0	118,95	<2000*

*50/2001 (IV. 3) Kormányrendelet alapján

A kiindulási szennyvíziszap nehézfém-tartalomra vonatkozó átlagos értékei – a réz kivételével – bekeveréskor is a komposztra vonatkozó határértékek alatt maradtak. Azonban gyakran előfordul, hogy az egyes paraméterek jelentősen meghaladják az előírt értékeket, ezért keveréskor az alapanyagok arányát a nehézfém-tartalmak ismeretében kell meghatározni. A hatékony lebontást a keverék C/N aránya határozza

meg. Keveréskor, a nehézfém-tartalom mellett, tekintettel kell lenni az alapanyagok C és N tartalmára is.

A legtöbb nehézfém koncentrációja az adalékanyagok hígító hatása miatt csökkent a végtermékben. A szennyvíziszap nikkel koncentrációja a folyamat végére 57%-al hígult. Nagymértékű változás következett be az iszap arzén (32%) és kobalt (36%) koncentrációjában is. Az 1. prizmában az arzén koncentrációja a detektálási határ alatt maradt, amely valószínűleg mérési hibára vezethető vissza.

A réz esetében szintén változást figyelhetünk meg. Fontos azonban megjegyezni, hogy az általam vizsgált szennyvíziszap rézkoncentrációja általában magasabb a határértéknél. Ennek megfelelően, az aktuálisan rendelkezésre álló, bekeverendő szennyvíziszap mennyiségét maximalizálni kell, másrészt a keletkező végterméket célszerű rézben szegény talajon alkalmazni.

Az egyes végtermékként nyert komposztok elemtartalma között jelentős eltérések is mutatkoznak. A szórásértékek alapján különösen nagy különbség mutatkozik a kadmium, az ólom és a cink esetében. A kadmium és az ólom mért érték ettől függetlenül is a határérték alatt maradt.

Megjegyzendő, hogy a 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet nem tér ki a maximálisan megengedett cink mennyiségére, a táblázatban feltüntetett értéket az 50/2001 (IV. 3) Kormányrendelet tartalmazza.

A szennyvíziszap és a végtermék tápanyag-tartalmát hasonlítja össze a 10. táblázat.

10. táblázat

A szennyvíziszap és a végtermék tápanyag-tartalmának összehasonlítása

Vizsgált paraméter	Szenny- víziszap	Komposzt	Határérték 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet
Szervesanyag-tartalom (m/m%)	49,68	46,58	≥25,0
Összes N [m/m% (sz.a.)]	3,48	2,12	≥1,0
Összes P ₂ O ₅ [m/m% (sz.a.)]	1,06	2,88	≥0,5
Összes K ₂ O [m/m% (sz.a.)]	0,336	0,25	≥0,5
Ca [(m/m% (sz.a.)]	4,75	3,91	≥1,2
Mg [(m/m% (sz.a.)]	0,391	0,29	≥0,5

A szervesanyag-tartalom kismértékben változott, ami a lebontó mikroorganizmusok élettevékenységének eredménye, de a végtermék szervesanyag-tartalma így is jóval meghaladja az elvárt 25 m/m%-os értéket.

A végtermék N-tartalma alacsonyabb a szennyvíziszap N-tartalmához képest, amely a mikroorganizmusok életfenntartó tevékenységére vezethető vissza.

11. táblázat

A különböző keverések tápanyag-tartalmának összehasonlítása

Vizsgált paraméter	1. prizma	2. prizma	3. prizma	4. prizma	Szórás
Összes N [m/m% (sz.a.)]	1,8	1,76	2,23	1,9	0,21
Összes P ₂ O ₅ [m/m% (sz.a.)]	5,86	5,49	6,22	5,94	0,30
Összes K ₂ O [m/m% (sz.a.)]	0,478	0,465	0,496	0,501	0,02
Ca [(m/m% (sz.a.)]	3,71	4,2	3,73	4,28	0,30
Mg [(m/m% (sz.a.)]	0,33	0,33	0,33	0,35	0,01

A végtermék nitrogén-tartalma minden esetben túllépi a rendelet által megkövetelt értéket. A nitrogén-tartalom minden esetben az elvárt 1 m/m%-os érték közel kétszerese (a fűnyesedékkal, szalmával beállított végtermék esetén magasabb az érték).

A foszfor közel hatszorosa a kívánt értéknek, a K azonban valamivel alacsonyabb az előírt értéknél, a végtermék káliumpótlásra szorul (pl. zeolit).

A Ca mennyisége eleget tesz a rendeletben meghatározott 1,2 m/m%-os minimumnak minden kísérleti beállítás során, a faaprítékkal beállított kísérletekben értéke magasabb. A Mg mennyisége a szükségesnek kb. 60%-a, szintén pótlásra szorul.

2008-ban egy új alapanyag, a repceszalma került felhasználásra, melynek végtermékre gyakorolt hatását egy új keverési arány bevezetésével vizsgáltam. A prizmában 50:50 arányú keverést alkalmaztam.

A magas szárazanyag-tartalmú repceszalma felhasználása magas nedvességtartalmú szennyvíziszap esetén javasolt.

A C/N arány beállításában nincsen jelentős különbség az eddig alkalmazott adalékanyagokhoz képest, magas N-tartalma révén a repceszalma kisebb nitrogéntartalmú szennyvíziszapok jó kiegészítője lehet.

A magas N-tartalom miatt a degradációs folyamat gyorsabban beindul, hamarabb eléri a keverék az optimális bontási hőmérsékletet. A kialakult hőmérsékletet a repceszalmával beállított komposzt több napig folyamatosan tartotta.

Foszfor- és káliumtartalma a mezőgazdasági művelés során alkalmazott trágyák miatt magasabb, mint a fanyesedék esetében. A kálium és foszfor-többlet a végtermék foszfor és káliumtartalmát is növeli.

A repceszalma nehézfém-komponensei közül a réz lehet a limitáló, hiszen a beérkező szennyvíziszap réztartalma önmagában is magas. A repceszalmával beállított prizma esetében a végtermék réztartalma 98-99 mg/kg volt, amely éppen a rendeletben meghatározott határérték alatt maradt.

A repceszalma alkalmazásának másik hátránya szezonalitása, csak rövid időintervallumban áll rendelkezésre, szárítása révén azonban tárolása megoldható.

Ha összehasonlítjuk a korábban alkalmazott keverékek tápanyag-tartalmát a repceszalmával kialakított keverék tápanyagtartalmával (12. táblázat), megállapíthatjuk, hogy a repceszalma kedvezően hatott a végtermék tápanyagtartalmára.

12. táblázat

A repceszalma hatása a végtermék tápanyagtartalmára

Vizsgált paraméter	Korábbi eredmények átlaga	Repceszalma	Határérték 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet
Összes N [m/m% (sz.a.)]	1,92	2,2	≥1,0
Összes P ₂ O ₅ [m/m% (sz.a.)]	5,87	5,98	≥0,5
Összes K ₂ O [m/m% (sz.a.)]	0,48	0,52	≥0,5
Ca [m/m% (sz.a.)]	3,98	4,2	≥1,2
Mg [m/m% (sz.a.)]	0,33	0,41	≥0,5

A táblázatból látható, hogy a repceszalma magasabb tápanyag-koncentrációt eredményezett a végtermékben, mint a korábban alkalmazott adalékanyagok.

A degradáció korai beindulása miatt a repceszalma nagyobb szálai is szétesnek. A nyers szálak aránya a 3. hétre lecsökkent, így a komposzt finomabb szerkezetűvé vált.

Yañez és munkatársai (2009) akácfából származó fanyesedék és szennyvíziszap különböző keverési arányaiból kialakított komposztok hatását vizsgálták. Eredményeik alapján ők is arra a következtetésre jutottak, hogy a szennyvíziszap mennyiségének 50 v/v% körüli maximalizálása szükséges. Nem vizsgálták azonban más alapanyagok hatását a komposztvégtermék minőségére.

Rózsáné Szűcs és Simon (2006) szennyvíziszap és faapríték, valamint zöldhulladék komposztok oxigénfogyasztását vizsgálták. Kutatásaik során megállapították, hogy a komposztálandó anyagok tulajdonságai befolyásolják a degradáció folyamatát. Vizsgálták az eltérő mértékben rothasztott szennyvíziszapok degradációs hatékonyságát is. Az egyes szennyvíziszapok oxigénfogyasztása alapján

arra következtettek, hogy a hosszabb anaerob fermentáción átesett szennyvíziszap komposztálásához nagyobb mennyiségben van szükség adalékanyagra. A hosszabb előkezelés a hőtermelés csökkenését, így energiaveszteséget eredményez. A debreceni szennyvíziszap előkezelésére vonatkozóan kutatásokat nem végeztem. Célul tűztem ki az erre vonatkozó vizsgálatok jövőbeni megvalósítását.

Uri és Simon (2011) különböző forrásból származó szennyvíziszapokkal kezelt talajok felvehető elemtartalma és a növényi elemfelvétel közötti kapcsolatot vizsgálták. Eredményeik alapján megállapították, hogy a debreceni rothasztott szennyvíziszap közvetlen felhasználása során szoros összefüggés figyelhető meg a tesztnövényekben akkumulálódott és a talaj elemtartalma között. Távlati terveim között szerepel az általuk alkalmazott mérési módszerek kiterjesztése a különböző prizmákból származó komposztok növényre gyakorolt hatásának vizsgálatára.

4.1.2. A komposzt fizikai állapotváltozása

A komposztprizma fizika állapotváltozásának meghatározása nehézkes és költségigényes, hiszen csak megfelelő logisztikai előkészítéssel, többszöri mérlegeléssel lehet megvalósítani, ezért mérésére csak az 1. prizma esetében került sor.

A kiindulási alapanyagok térfogata, a bekeverést követően, átlagosan 150-200 m³ térfogatú. A tartózkodási idő végére a komposztprizma térfogata 110-130 m³-re esett össze, amely 30-40%-os térfogatcsökkenést jelent. Így a kapott prizma hossza átlagosan 8-10, szélessége, 0,3-0,5, magassága pedig 0,2-0,4 m-rel csökkent. (*XII. melléklet*)

A térfogatcsökkenés oka három tényező együttes hatására vezethető vissza: a lebontási folyamatokra, a szubsztrát összeeséséből következő pórustér csökkenésre, valamint a rostálási veszteségre.

A keverék kiindulási szerves anyag tartalma kb. 60-65 m/m%-os, mely a degradációs folyamatok során 45-50 m/m%-ra csökkent.

A nedvességtartalom a szennyvíziszap esetében magas, kb. 65-75 m/m%-os. A hozzáadagolt anyagok hatására a kiindulási keverék víztartalma 10 m/m%-al kevesebb a szennyvíziszapénál. A degradációs folyamatok végére a végtermék nedvességtartalma 30-40 m/m%, amely a bekevert receptúrához viszonyítva további 20-25 m/m%-os csökkenést jelent.

A legtöbb esetben nem tapasztaltunk rostálási veszteséget, mert a kész komposzt 100%-ban a rendeletben előírt 25 mm alatti szemcséket tartalmazott.

A szennyvíziszap savanyú kémhatása ellenére a kész komposzt pH-ja semleges körül alakult. A kedvező kémhatás kialakulásában nagy szerepe volt az egyéb összetevők átalakulásából keletkező köztes termékek pufferhatásának, valamint a mikrobiológiai tevékenységeknek.

4.2. A degradáció során lezajló folyamatok modellezése

A különböző alapanyagok és keverési arányok hatása nem eredményezett nagyarányú eltérést a végtermékek minőségében, tulajdonságaiban, ezért fontos a lebomlási folyamat értelmezése a degradáció során bekövetkező változások feltárásának érdekében.

A különböző alapanyagok felhasználásával kialakított komposztok anyagmérlegeit a 3.3.1 fejezetben leírtak alapján készítettem el. A képződő termékek mennyiségét 100 g kiindulási alapanyaghoz és a felhasznált oxigén mennyiségéhez viszonyítottam. Az egyes keverékek anyagmérlegeit a szennyvíziszap mérlegével hasonlítottam össze.

Oxigén-bevitel 14,5 g	Oxigén-bevitel 14,5 g	Ammónia 0,6 g Szén-dioxid 15,9 g	Ammónia 0,6 g Szén-dioxid 15,9 g
Kiindulási alapanyag 100 g	Nedvesség- tartalom 70,7 g	Vízgőz (nedvesség) 59,7 g	Vízgőz 64,9 g
	Szerves anyag 14,6 g	Vízgőz-deg. 5,2 g	
	Hamu 14,7 g	Nedv. tart. 11 g	
		Szervesa. 7,3 g	
		Hamu 14,7 g	Komposzt 33,1 g
Input		Output	

Jelmagyarázat:

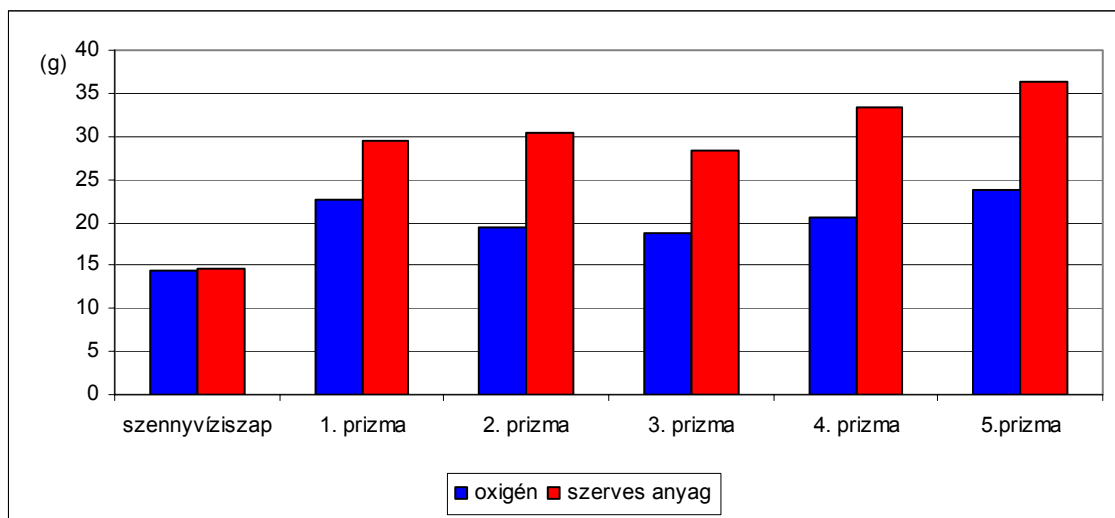
- Oxigén-bevitel – a szerve anyagok lebontásához felvett oxigén mennyisége
- Kiindulási alapanyag – a kiindulási alapanyag mennyisége
- Nedv. tart. – a kiindulási alapanyag, illetve a végtermék nedvességtartalma
- Szervesa. – a kiindulási alapanyag, illetve a végtermék szervesanyag-tartalma
- Hamu – a kiindulási alapanyag, illetve a végtermék hamutartalma
- Vízgőz (nedvesség) – a kiindulási alapanyag nedvességtartalmából származó vízgőz
- Vízgőz-deg. – a szervesanyagok degradációjából származó vízgőz
- Komposzt – a végtermékként nyert komposzt mennyisége

12. ábra. A degradáció anyagmérlege, ha a komposztálás alapanyaga kizárólag szennyvíziszap

A 12. ábra azt az esetet foglalja össze, amikor kizárólag szennyvíziszap biológiai degradációjára kerül sor. A felhasznált szennyvíziszap biológiai lebontásához 100 g alapanyag esetén 14,5 g oxigén felhasználására van szükség. 50%-os degradációs hatékonyság mellett 15,9 g szén-dioxid képződik, illetve 64,9 g vízgőz keletkezik, melyből 5,2 g a biológiai lebontás eredménye, 59,7 g pedig a szennyvíziszap nedvességtartalmának elpárologtatásából származik. A degradáció során 0,6 g ammónia is képződik. 100 g szennyvíziszapból a degradáció végére 33,1 g komposztot nyerhetünk, de a szerkezetjavító anyagok hiánya miatt annak állaga nem felelne meg a 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet előírásainak.

A különböző keverékek esetében az egyes alapanyagok degradációs jellemzőit a bekevert arányokkal súlyoztam, és az arányoknak megfelelően alkalmaztam a modellben. (Az egyes keverések anyagmérlegét a XIII. melléklet tartalmazza.)

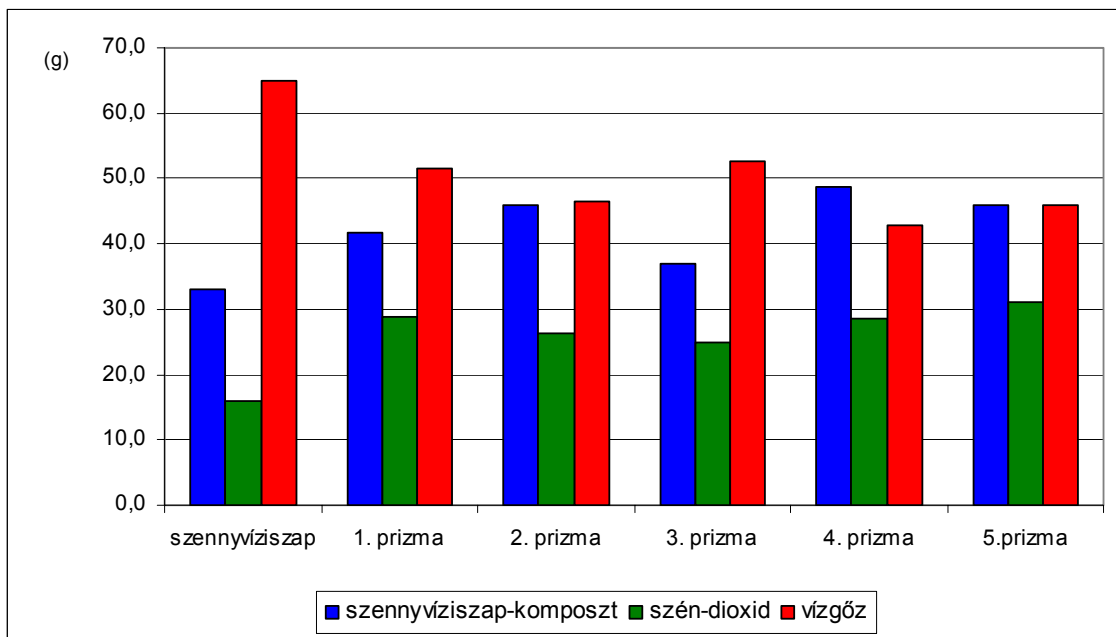
Az egyes keverékekre vonatkozó anyagmérleg-modellek eredményeit foglalja össze a 13. és 14. ábra.



13. ábra. A különböző kísérlet beállítások szervesanyag-tartalma, illetve a degradációhoz szükséges oxigén mennyisége 100 g alapanyag esetében

Az egyes kísérleti beállításokban bevitt szerves anyagok mennyiségét, illetve annak degradációjához szükséges oxigén mennyiségét szemlélteti a 13. ábra. Az egyes kísérleti beállításokban nemcsak a szervesanyag-tartalom határozza meg a szükséges oxigén mennyiségét, de befolyásolja annak minősége is. A szennyvíziszap esetében például a szervesanyag mennyiségével azonos nagyságú oxigénre van szükség az 50%-os degradációs hatásfok eléréséhez. Ezzel szemben azokban a keverékekben, ahol

szénforrásként további szerkezetjavító anyagokat adagoltam a szerves anyag és az oxigén egymáshoz viszonyított aránya 0,6-0,8 között változik. A fűrészpor alkalmazása (2. prizma) különösen megemelte a szükséges oxigén mennyiségét, de hasonlóképpen több oxigénre volt szükség abban a prizmában, ahol a szennyvíziszap mellé repceszalmát kevertem.



14. ábra. A különböző kísérleti beállítások, illetve a szennyvíziszap degradációja során keletkező termékek mennyisége 100 g kiindulási alapanyagra vetítve

A modellek output eredményeit foglalja össze a 14. ábra. A keletkező vízgőz értéke magába foglalja a kiindulási nedvességtartalmat, valamint a degradációból származó vízgőz mennyiségét is. A szennyvíziszap esetében a keletkező új biomassza csekély mennyisége, illetve a keletkező vízpára nagy aránya a kiindulási anyag magas víztartalmával, illetve alacsony szervesanyag-tartalmával magyarázható. A produktumok mennyiségét elsősorban nem a bevitt szerves anyag mennyisége, hanem annak összetétele, degradálhatósága határozza meg. Azokban a prizmákban, ahol kizárólag szalma, illetve repceszalma került felhasználásra adalékanyagként, nagyobb mennyiségben keletkezett szén-dioxid. A fűrészpor alkalmazása szintén növelte a keletkező szén-dioxid mennyiségét.

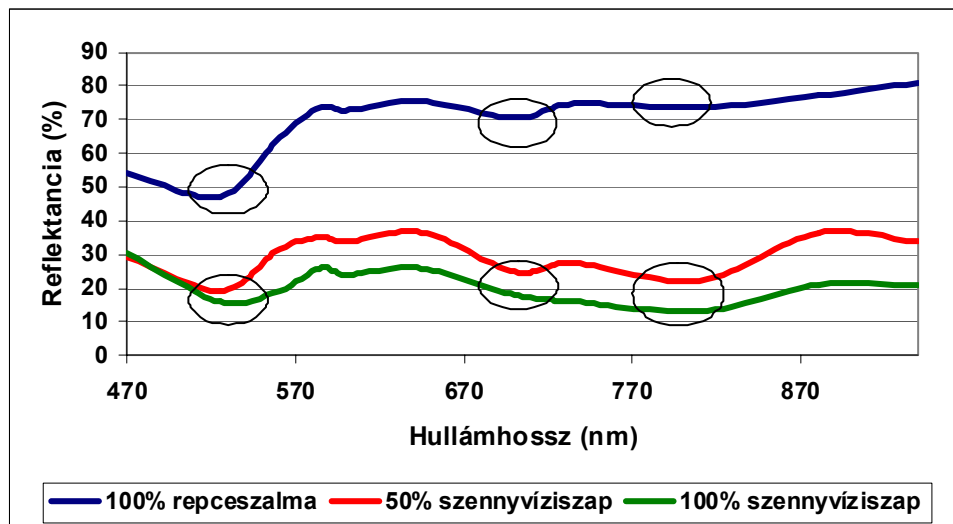
A kapott eredmények alapján megállapíthatjuk, bár az eltérések a keletkező szén-dioxid és vízgőz mennyiségében az egyes keverékek esetében 100 g fajlagos kiindulási anyagra vonatkoztatva nagyarányú eltérést nem mutatnak. Azonban 1 tonna kiindulási

anyagra vonatkoztatva 20-30 kg-os eltérések mutatkoznak a keletkező szén-dioxid mennyiségére vonatkozóan. Az így légkörbe jutó gáz megkötése, illetve felhasználása (pl. algatermesztéshez, kertészeti kultúrákban), a vízgőz felhasználása, visszaforgatása a jövő komposztálási technológiáinak egyik megoldandó feladata.

Kaiser (1996), Sole-Mauri és munkatársai (2007), valamint Zhang et al. (2012) a komposzt degradációs folyamatát modellezték. Modelljeikben az anyagmérlegek mellett az anyag- és energia-változásokat is meghatározták, így a teljes degradációs folyamatot elemezték. Célul tűztem ki, hogy a jövőben eredményeiket felhasználva a szennyvíziszapra alapozott, nyílt prizmás komposztálási technológia esetében is kidolgozzak egy olyan modellt, amely az input és output oldalon kívül a degradáció során lezajló folyamatokat is figyelembe veszi.

4.3. Reflektancia szerepe a komposztanyagok keverési arányának meghatározásában

A reflektancia alkalmazhatóságának vizsgálata az egyes alapanyagok eltérő tulajdonságain alapul. A repceszalma és szennyvíziszap különböző arányú keverékeiből kialakított minták reflektancia-vizsgálatának módszertanát a 3.3.2. fejezet foglalja össze.

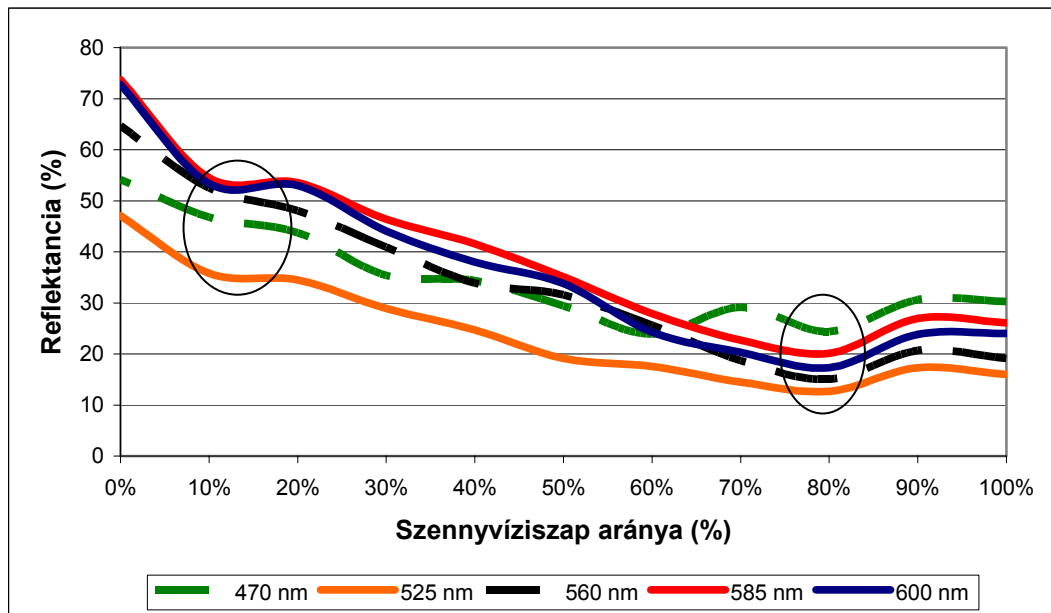


15. ábra. A reflektancia változása az egyes keverési arányok esetében

A 15. ábra a 100 v/v% szennyvíziszap, 50-50 v/v% szennyvíziszap-repceszalma, illetve a 100 v/v% repceszalma keverési arányokhoz tartozó reflektancia görbéket mutatja. Az x tengelyen a hullámhossz-tartományok, az y tengelyen pedig a reflektancia értékek láthatók v/v%-ban kifejezve. A nagyobb arányú repceszalma felhasználás

minden egyes hullámhosszon magasabb reflektancia értéket eredményezett. Az ábrán megfigyelhető, hogy a vonalak lefutása hasonló. A reflektancia értékek változása (kiemelten) mindhárom görbe esetében azonos hullámhosszértékek esetében figyelhető meg.

Vizsgáltam, hogy a reflektancia értékek mennyiben változnak az egyes hullámhossztartományokon a keverési arány függvényében.



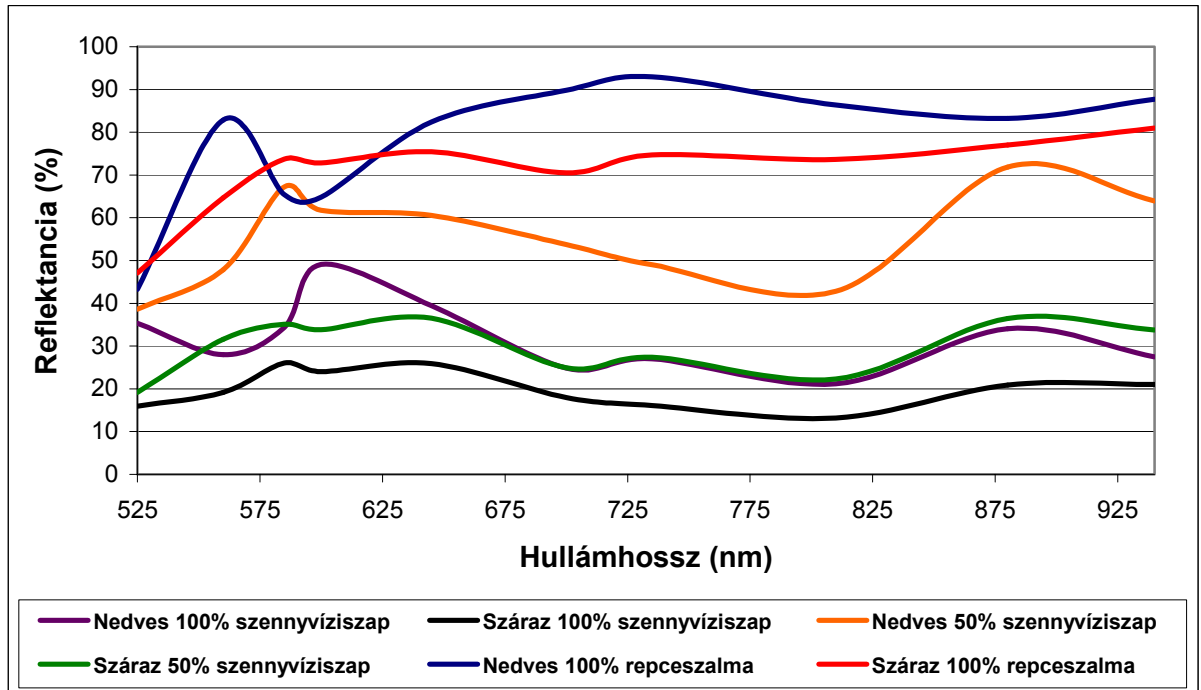
16. ábra. Reflektancia változása az egyes hullámhosszokon

A 16. ábra a 470-600 nm között szín-tartományokhoz tartozó reflektanciaérték-változásokat szemlélteti a szennyvíziszap arányától függően. Az ábrán látható, hogy a szennyvíziszap mennyiségének növelésével minden hullámhossz-tartományon csökken a reflektancia.

Az egyes hullámhosszokhoz tartozó értékek nehezen különíthetők el, ezért statisztikai feldolgozások alapján kerestem azokat a spektrumokat, ahol a legjobban elválaszthatóak az egyes keverési arányokhoz tartozó reflektancia értékek. A Tukey-teszt alapján elmondható, hogy az infravörös tartományokban (735-940 nm hullámhosszú spektrumokban) szignifikánsan 7 csoport különíthető el a 11 keverési arány között. Fontos azonban megemlíteni, hogy 70-100 v/v% szennyvíziszap arány minden hullámhossz tartományban egy csoportba esik, azaz egyik hullámhossz tartományban sincsen szignifikáns különbség a 70, 80, 90, és 100%-os szennyvíziszap

arány esetében, ezek a keverési arányok nem különíthetők el egymástól. Az egyes görbék jellegzetes pontjai hasonló, közel azonos pontban helyezkednek el.

Elemeztem a frissen bekevert és a tömegállandóságig szárított minták reflektanciája közötti különbségeket is.



17. ábra. Száraz és nedves minták reflektanciájának összehasonlítása a hullámhossz függvényében

Az 17. ábra a 100 v/v% szennyvíziszap, 50-50 v/v% szennyvíziszap és repceszalma, valamint a 100 v/v% repceszalma nedves és száraz mintáihoz tartozó reflektancia görbéjét szemlélteti. Az ábrán látható, hogy az egyes keverési arányok esetében a száraz minták reflektancia értékei magasabbak, mint a nedves mintáké.

Hasonló képet mutat, ha az egyes hullámhosszhoz tartozó nedves és száraz minták reflektancia-értékeit a keverési arány függvényében vizsgáljuk. A száraz minták reflektanciája ebben az esetben is magasabb. A száraz minták esetében is csökken a reflektancia a szennyvíziszap arányának növekedésével, azonban a csökkenés kiegyenlítettebb. A Tukey-teszt alapján a száraz minták esetében is a 735-940 nm közötti hullámhossz-tartomány javasolt a minták kiértékelésére.

A grafikus elemzést követően elvégeztem a száraz és nedves adatok regressziós vizsgálatát is, amely kimutatta, hogy a nedvességtartalom befolyásolja a reflektancia értéket, melyet a 0,62 r^2 érték is igazol.

A keverési sort követően megvizsgáltam, hogy a reflektancia mérés alkalmazható e ismeretlen minták keverési arányának meghatározására. Ehhez meghatározott hullámhossz-tartományokból számított regresszió-analízist vettem alapul. A regresszió-számítást követően felállítható egy olyan regressziós egyenlet, amelyből a mért reflektancia-értékek felhasználásával a kiindulási keverési arány meghatározható. A hullámhossztartományok egyenként történő regressziós analízise nem vezetett eredményre. Bár a készített regressziós modell felállítható, a számítás pontatlan. Ennek megfelelően, illetve a statisztikai értékelések során tapasztaltak alapján több hullámhossz-tartomány együttes regressziós analízisével állítható fel egy olyan modell, ami erre a célra alkalmazható. Az előzetes Tukey-teszt alapján megállapított infravörös színspektrumokat alkalmaztam a modellben.

A regressziós analízis r^2 értéke 0,65 volt, ami elfogadható értéknek minősül. A modellben szereplő hullámhosszok koefficiens értékei 5%-os szignifikancia szinten belül esnek, azaz a regressziós modell alkalmazható. A regressziós modell eleget tesz az alkalmazhatósági feltételeknek is (homogenitás, normál eloszlás, függetlenség).

A kapott regressziós-modell alapján az alábbi lineáris egyenletet írhatjuk fel.

$$\text{Minta keverési aránya} = 85,539 + 0,395 * r_1 - 0,939 * r_2 - 0,183 * r_3 - 0,341 * r_4$$

ahol:

r_1 : mért reflektancia 735 nm-en

r_2 : mért reflektancia 810 nm-en

r_3 : mért reflektancia 880 nm-en

r_4 : mért reflektancia 940 nm-en

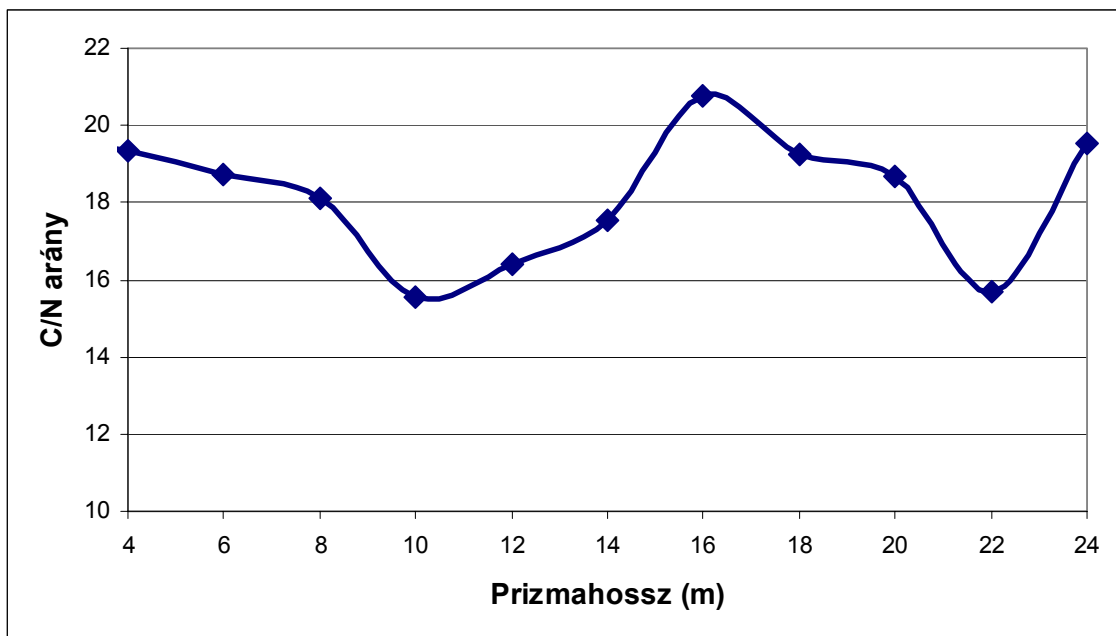
A kapott reflektancia-egyenlet visszaellenőrzése során megállapítottam, hogy az a 60 v/v% feletti szennyvíziszap-tartalom esetén nem mutat elfogadható eredményt (a Tukey-teszthez hasonlóan). A 60 v/v%-os szennyvíziszap aránynál alacsonyabb keverési arányok esetében 5%-on belüli volt az eltérés a tényleges arányhoz képest.

4.4. Ex situ és in situ homogenitás-vizsgálati eljárások összehasonlítása

A homogenitás-vizsgálati eljárásokat két csoportra osztottam annak függvényében, hogy a mérés helye közvetlenül a prizmában (*in situ*) vagy mintavételt követően (*ex situ*) valósul meg.

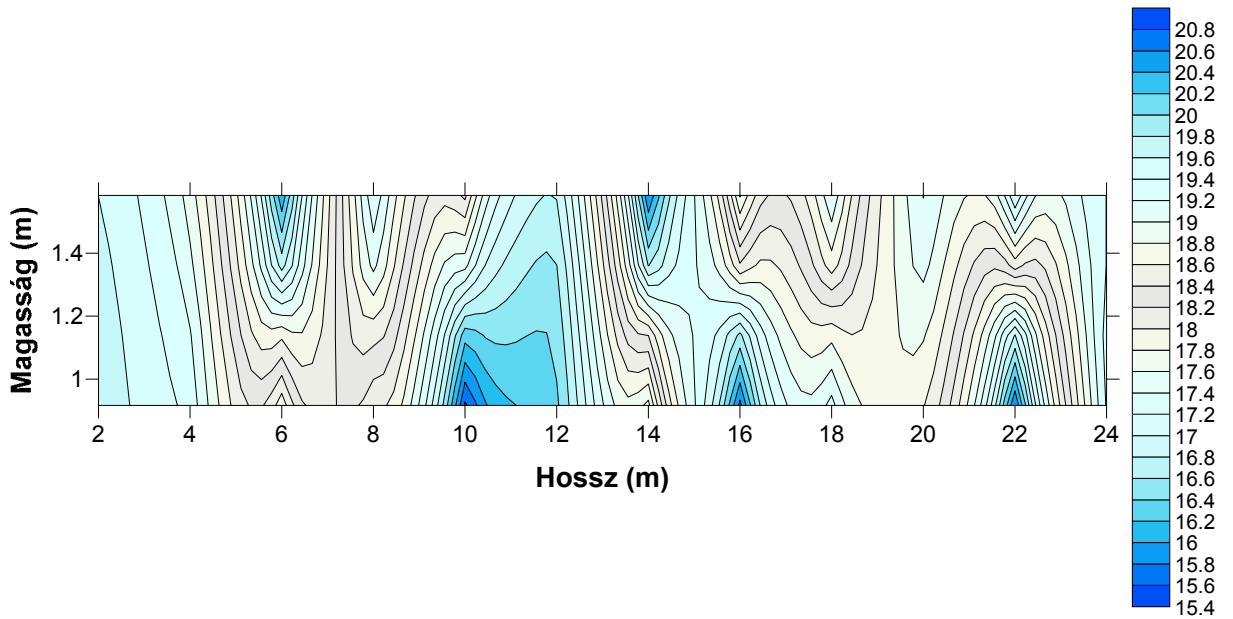
4.4.1. Ex situ homogenitás-vizsgálati eljárások

A C/N arány változását szemlélteti a mintavételi hossz függvényében, a padozattól számított 1 m magasságban a 18. ábra (a további paraméterek görbéit a XIV-XIX. melléletek tartalmazzák).



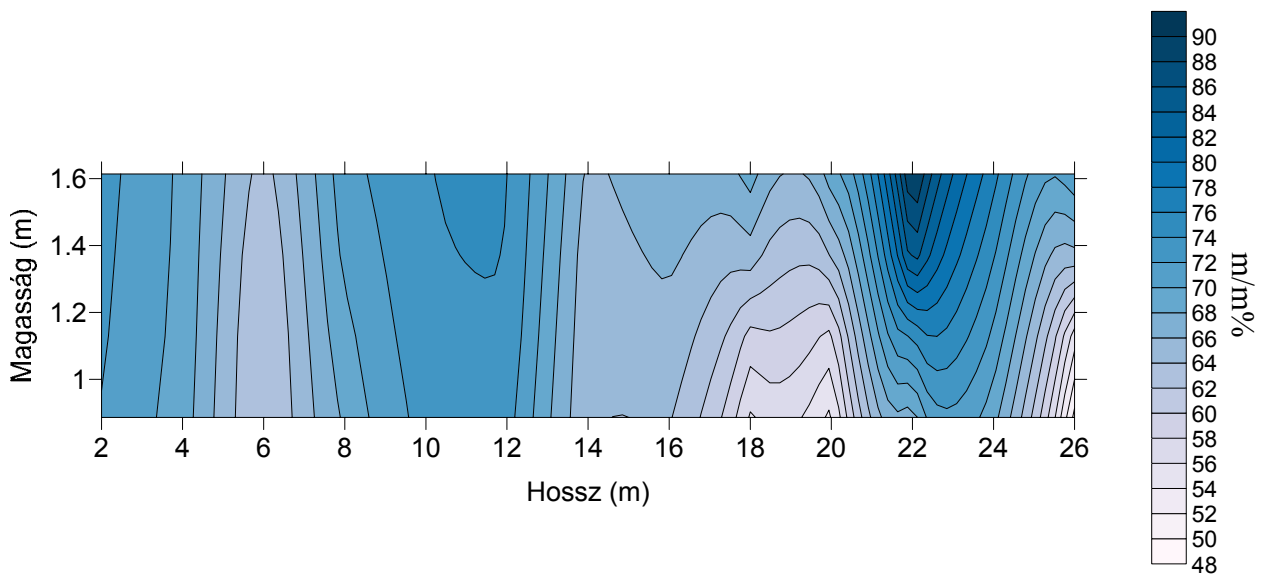
18. ábra. a C/N arány változása a mérési hossz függvényében 1m magasságban

A C/N arány vizsgálata alapján megállapíthatjuk, hogy a prizma nem tekinthető homogénnek. A prizma 10 m-es, illetve 22 m-es szelvényében a C/N alacsonyabb a prizma egészét jellemző átlagértéktől, míg a 16 m-es szelvényben magas C/N értéket tapasztaltam. Azokban a pontokban, ahol a vizsgált mutató alacsony, a szennyvíziszap nagyobb aránya a meghatározó.



19. ábra. C/N arány eloszlásgörbéje a kompozitprizmában

A C/N arány eloszlásgörbéjén is megfigyelhető a prizma 10 m-es, valamint 22 m-es szelvényében mért alacsonyabb C/N arány.

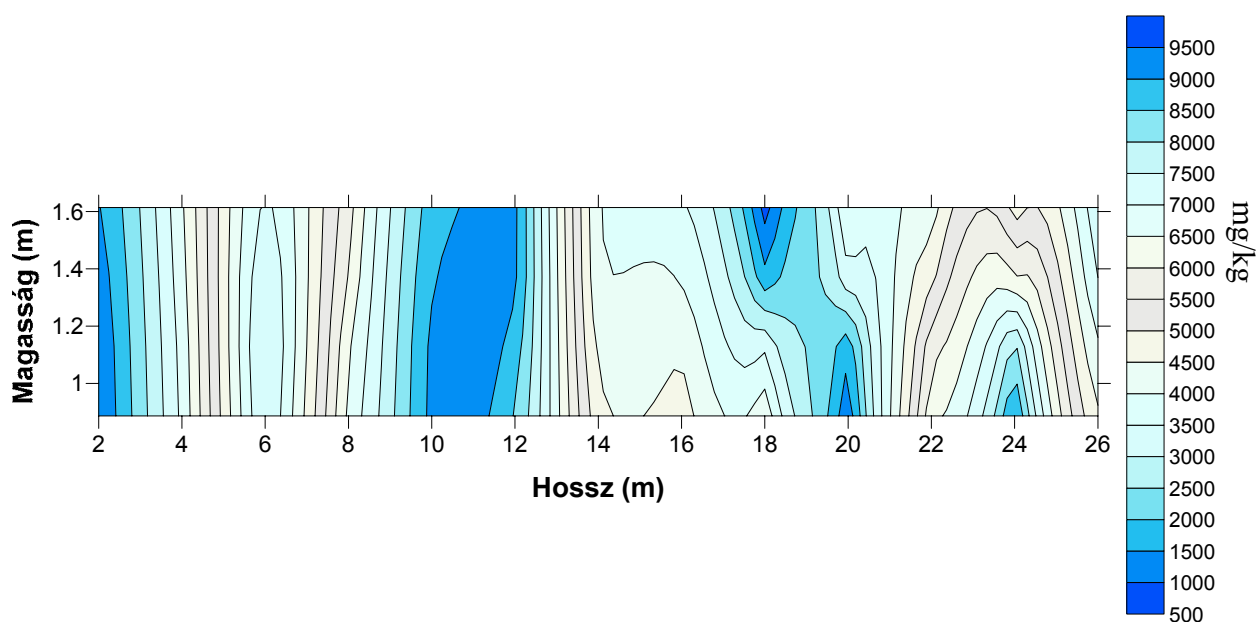


20. ábra. A relatív nedvességtartalom eloszlásgörbéje a kompozitprizmában

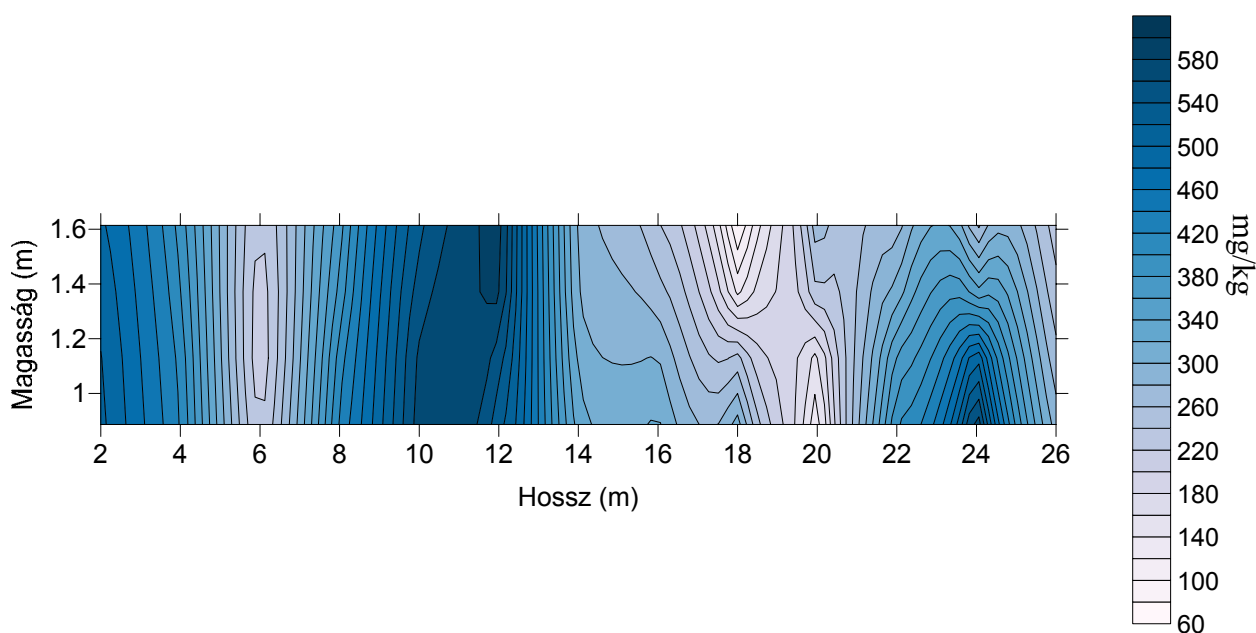
A relatív nedvességtartalom alapján szintén a prizma heterogenitására következtethetünk. Azokban a pontokban, ahol a relatív nedvességtartalom alacsonyabb (6 m, 20 m), ott a fűrészpor nagyobb aránya miatt annak nedvszívó hatása érvényesül. Látható, hogy a C/N arány és a relatív nedvességtartalom görbéjének lefutása különbözik, ezért annak érdekében, hogy a tényleges eloszlást el tudjuk dönteni, további vizsgálatokra van szükség.

A fémek meghatározásának alapját szintén a két alkalmazott alapanyag eltérő tulajdonsága adja. A szennyvíziszap ugyanis – az alkalmazott tisztítási technológiától, valamint a tisztítandó szennyvíz tulajdonságaitól függően – nagy mennyiségben és koncentráltan tartalmazhat elemeket, ezzel szemben a fűrészpor mikro- és mezelem-tartalma a szennyvíziszapéhoz képest elhanyagolható. Az elemek közül a rezet, cinket, vasat, krómot és az ólmot vizsgáltam.

A vas esetében (21. ábra) a 6 m-es, illetve a 18 m-es szelvényben tapasztaltam alacsony értéket.



21. ábra. A vas eloszlásgörbéje a kompozitprizmában (az értékek ppm-ben értendőek)



22. ábra. A cink eloszlásgörbéje a kompozitprizmában

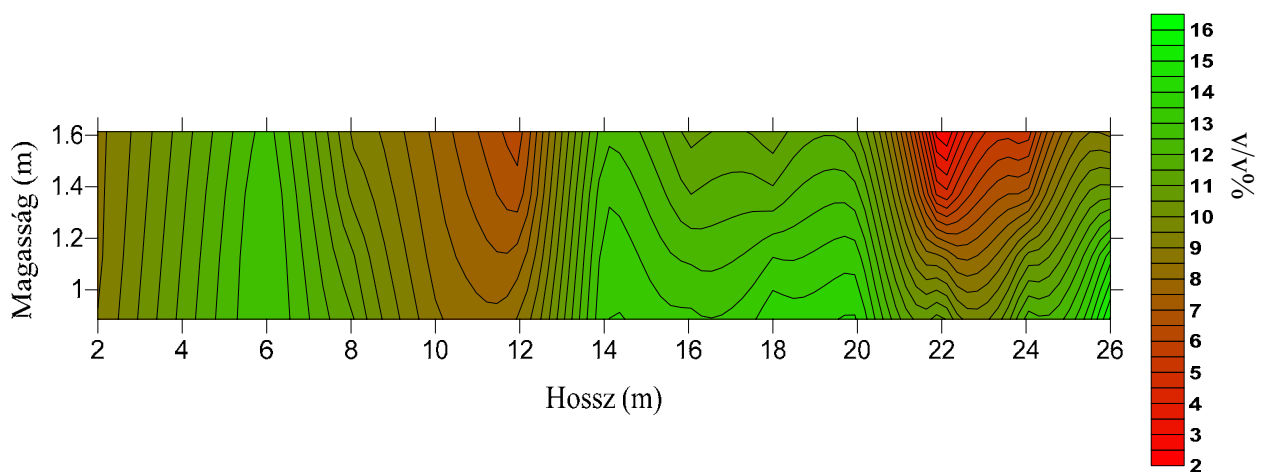
A cink esetében ugyanazt az eredményt kaptam, mint a vas esetében (6 m-es és 18-20 m-es szelvényben tapasztaltam a legalacsonyabb értéket), amelyet a 22. ábra szemléltet.

A különböző *ex situ* homogenitás-vizsgálati eljárásokat korreláció analízissel hasonlítottam össze. A kapott eredmények alapján elmondható, hogy a C/N arány esetében az eredmény teljesen eltér a nedvességtartalom, valamint az elemtartalom eredményeitől, amelyet a -0,23 és -0,35 között változó r érték is igazol (5%-os hibahatár mellett). A relatív nedvességtartalom és az elemtartalom görbéit vizsgálva az alábbi r értékeket kaptam: relatív nedvességtartalom-cink összefüggésben 0,9, relatív nedvességtartalom-vas összefüggésben 0,92. A kapott r értékek alapján megállapíthatjuk, hogy a nedvességtartalom és az elemek görbéinek lefutása közel azonos, a homogenitás vizsgálatra bármelyik használható, azonban fontos megemlíteni, hogy az elemtartalom meghatározásának eszközigénye magas, illetve a minta előkészítése bonyolultabb. A relatív nedvességtartalom meghatározása magába foglalja a minta előkészítését is, ezért az *ex situ* eljárások közül ennek alkalmazása javasolt.

4.4.2. In situ homogenitás-vizsgálati eljárások

Az *in situ* vizsgálatok során közvetlenül mértem a póruster oxigén, szén-dioxid, valamint ammónia koncentrációját.

Az oxigén mennyiségének változását szemlélteti a 23. ábra.

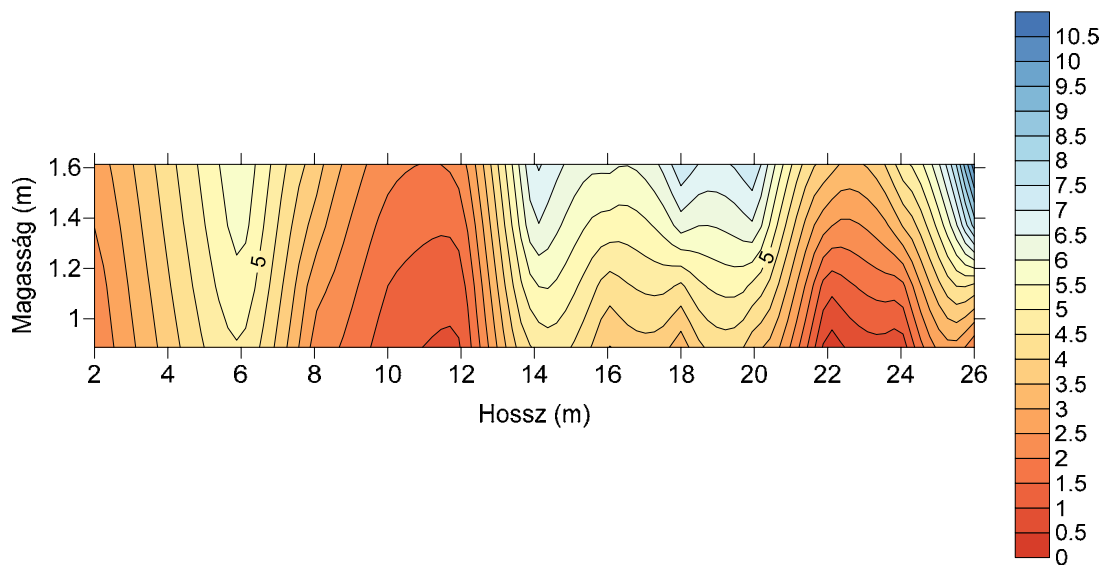


23. ábra. Az oxigén eloszlásgörbéje a kompozitprizmában

A rendszer pórusterének oxigén-koncentrációja szorosan összefügg a prizma nedvességtartalmával, amelyet a $-0,87$ -es r érték is igazol. A negatív előjelből következik, hogy azokban a pontokban, ahol a nedvességtartalom magasabb az oxigén kiszorul a pórustérből. Az oxigén-koncentráció nem pusztán a homogén viszonyokról ad felvilágosítást, hanem a degradáció állapotáról is nyújt információt.

Az aerob/anaerob viszonyok értékelésére azonban célszerűbb az oxigén és szén-dioxid koncentrációját együttesen kezelni. Ennek megfelelően bevezettem egy arányszámot, az O_2/CO_2 arányt. Ha az arányszám kicsi, akkor a szén-dioxid mennyisége meghatározó, amely anaerob körülményekre utal. Ha az arány nagy, akkor a rendszer számára elegendő az oxigén mennyisége az aerob lebomlási feltételek biztosításához.

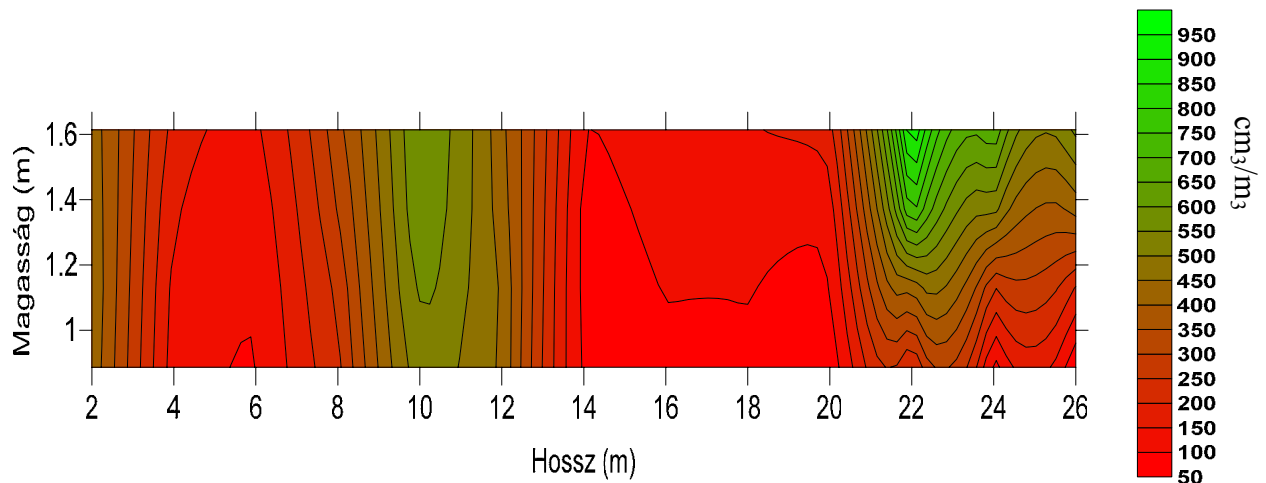
Az O_2/CO_2 arány változását és eloszlását a 24. ábra szemlélteti.



24. ábra. Az oxigén/szén-dioxid arány eloszlása a komposztprizmában

Az oxigén/szén-dioxid arány görbét összevetve a relatív nedvességtartalom görbéjével megállapíthatjuk, hogy azokban a pontokban, ahol a nedvességtartalom magas, ott az arányszám értéke kicsi, a szén-dioxid dominanciája érvényesül.

Az aerob/anaerob viszonyok értékeléséhez vizsgáltam a póruslevegő ammónia-koncentrációját is. Az ammónia eloszlását szemlélteti a 25. ábra.



25. ábra. Az ammónia-koncentráció eloszlása a komposztprizmában

Az ammónia koncentrációját összehasonlítva az oxigén eloszlásával megállapíthatjuk, hogy az oxigén koncentrációja fordítottan arányos az ammónia koncentrációjával, amelyet a $-0,93$ -as korrelációs együttható is igazol.

A relatív nedvességtartalom változása egyenes arányosságban van az ammónia-koncentrációjának változásával (r érték $0,82$, 5% -os hibahatár mellett). Azokban a pontokban, ahol a nedvességtartalom magas, ott a képződő ammónia mennyisége is magasabb.

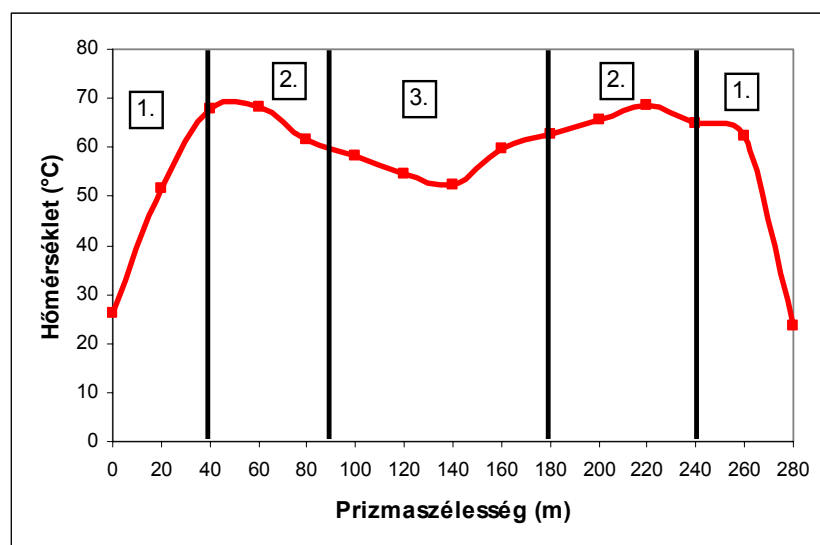
4.5. Oxigénviszonyok és hőmérséklet-eloszlás vizsgálata a komposztprizma belsejében

Kutatásaim során mind a szennyvíziszapra alapozott, mind a vágóhídi hulladékokra alapozott komposztálási technológia esetében vizsgáltam a különböző gázkomponensek, illetve a hőmérséklet eloszlását és zonációját.

A zárt komposztálási technológiában csak az eloszlás vertikális vizsgálatára volt lehetőség, ugyanis a takarófólia kiképzése csak egy mérési (mintavételi) pontot tesz lehetővé. Ezzel szemben a nyílt prizmás technológia esetében a vertikális és a horizontális vizsgálat is megvalósult. A hőmérséklet rétegződését figyelemmel kísértem a degradációs folyamat kezdetétől a komposztálás végéig.

4.5.1. Eloszlásvizsgálatok a nyílt prizmás technológia esetében

A komposztprizma hőmérsékletének horizontális eloszlását szemlélteti a 26. ábra.



26. ábra. A szennyvíziszap alapú komposztprizma hőmérsékletének horizontális eloszlása a tartózkodási idő harmadik hetében, 40 cm-es magasságban (keverési arány: 50 v/v% szennyvíziszap – 50 v/v% fanyesedék)

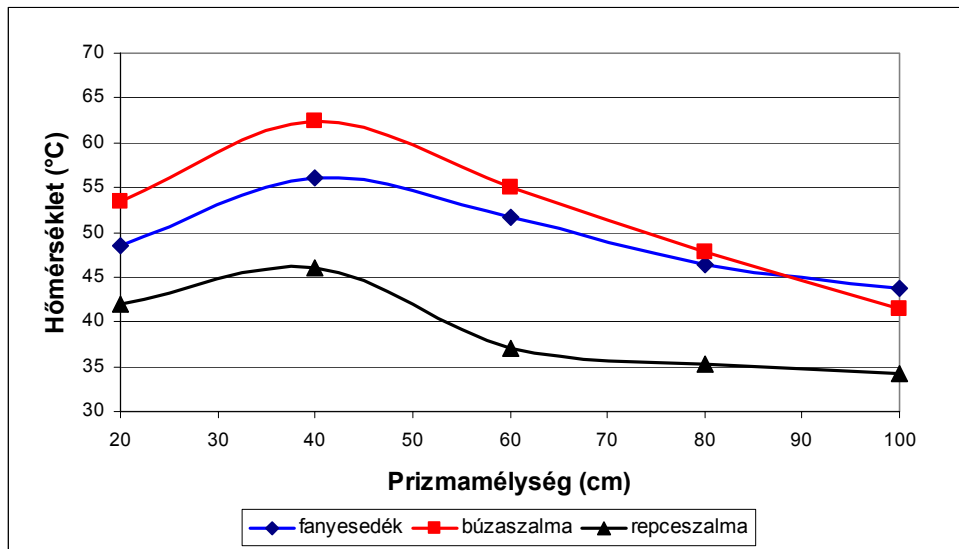
A 26. ábra alapján a komposztprizma középső szegmense felé haladva a hőmérséklet 40 cm-es mélységig fokozatosan emelkedik, majd egy bizonyos mélységig tartja a magasabb hőmérsékletet. Ezt követően a prizma belsejében a hőmérséklet ismét csökken. Ez a hőmérsékleti rétegződés a komposztprizma mindkét oldalában megfigyelhető volt.

Ennek alapján a komposztprizma három, egymástól jól elkülöníthető zónára osztható:

1. az első zóna az úgynevezett „kéregzóna”, melynek alacsony hőmérséklete elsősorban a környezet közvetlen hatásának köszönhető,
2. a második magas hőmérsékletű zóna az aktív lebomlás színhelye, ahová az oxigén képes bediffundálni,
3. a harmadik zóna az úgynevezett „magzóna”, ahol a lebomlás kevésbé hatékony, melyet az alacsonyabb hőmérséklet, illetve az oxigén hiánya okoz.

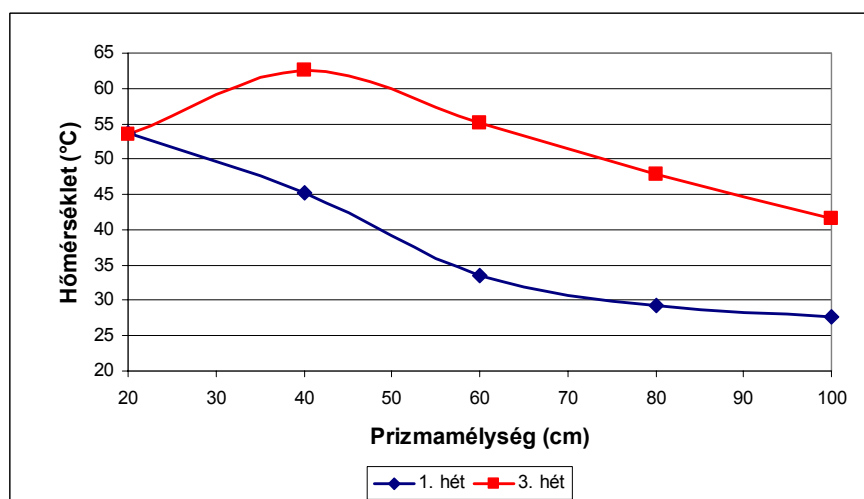
Mivel a hőmérséklet horizontális eloszlása közel szimmetrikus a prizma belsejében, ezért a különböző prizmák eloszlása közötti különbségek, valamint a tartózkodási időből adódó különbségek összehasonlításához a méréseket a prizmák 100 cm-es mélységéig végeztük el.

Az eltérő keverési arányokkal beállított prizmák horizontális hőeloszlásának különbségeit szemlélteti a 27. ábra.



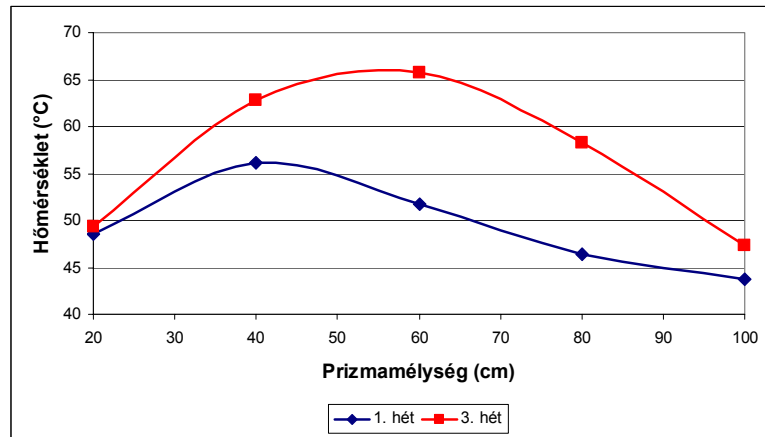
27. ábra. Különböző keverési arányú prizmák horizontális hőeloszlása a tartózkodási idő 3. hetében 40 cm-es mérési magasságban

A 27. ábra alapján megállapítható, hogy – bár a vizsgált prizmák hőmérséklete különbözik – a horizontális rétegződés a felhasznált alapanyagoktól függetlenül kialakul a tartózkodási idő 3. hetében (az adatsorok korrelációs együtthatója 0,98 – fanyesedék/búzaszalma; 0,87 – búzaszalma/repceszalma; 0,82 – fanyesedék/repceszalma).



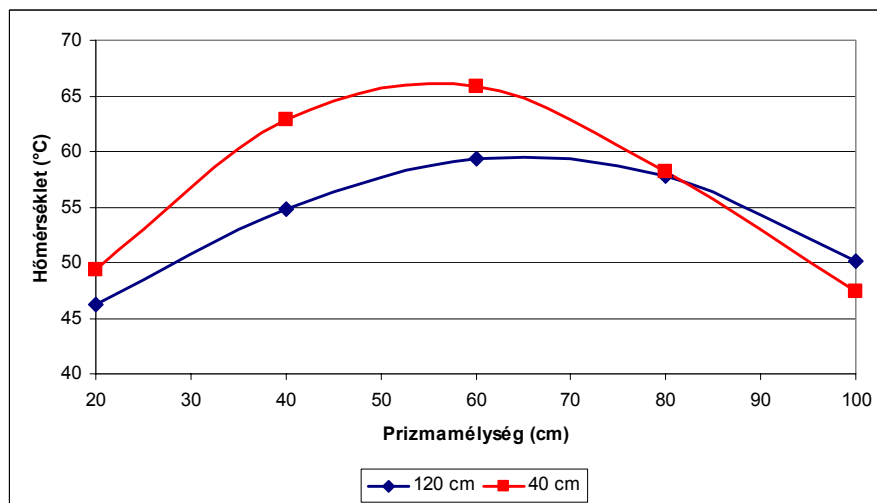
28. ábra. A búzaszalma – szennyvíziszap alapanyagok felhasználásával kialakított prizma horizontális hőeloszlása a tartózkodási idő függvényében 40 cm-es mérési magasságban

Ha a tartózkodási idő függvényében vizsgáljuk a komposztprizma horizontális hőeloszlását (28. ábra) megállapíthatjuk, hogy a búzaszalma és szennyvíziszap felhasználásával kialakított prizma esetében a degradáció korai szakaszában nem alakul ki a prizma felszínét jellemző kéregzóna, mely a 3. héten már megfigyelhető (az adatsorok korrelációja 10%-os hibahatár mellett nem szignifikáns).



29. ábra. A fanyesedék-szennyvíziszap alapanyagok felhasználásával kialakított prizma horizontális hőeloszlása a tartózkodási idő függvényében 40 cm-es mérési magasságban.

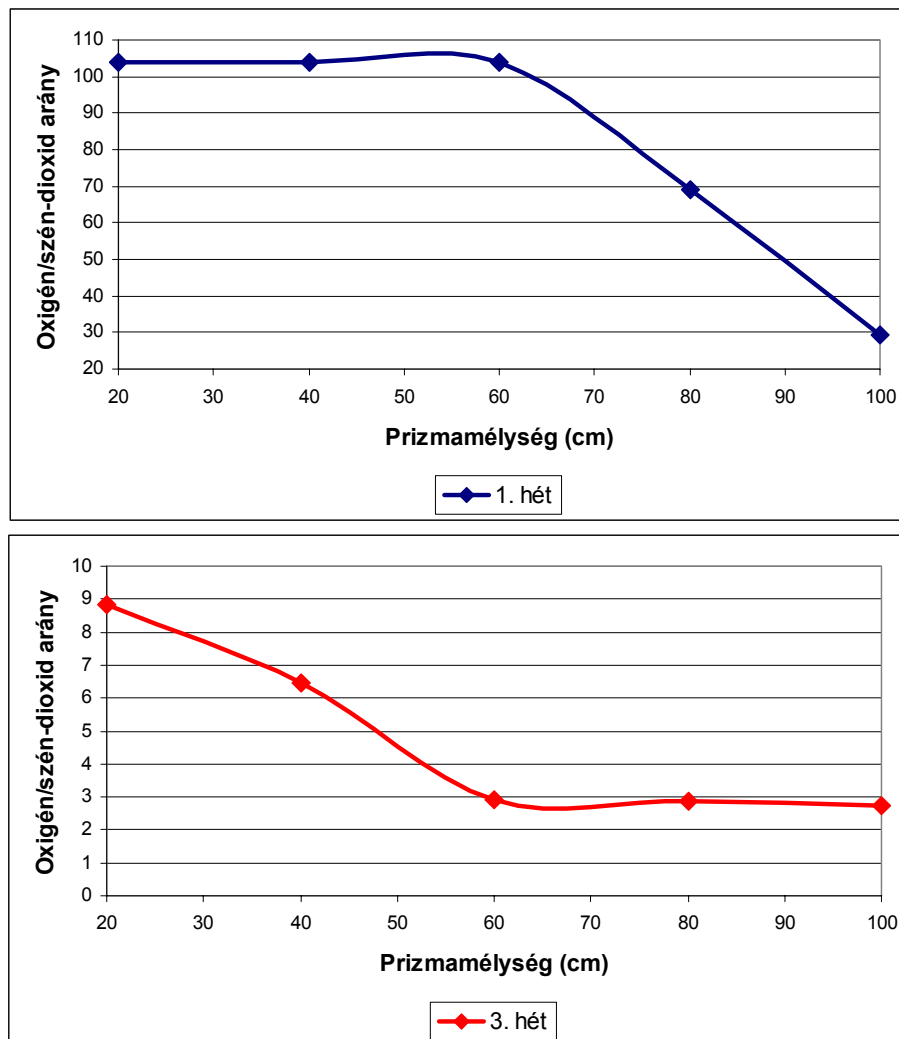
A fanyesedék-szennyvíziszap alapú prizma esetében (29. ábra) a kéregzóna alacsonyabb hőmérséklete jellemző volt a degradáció első hetében is, a 3. hétre a hőrétegek élesebben elkülöníthetőek (a két adatsor korrelációs együtthatója 0,86).



30. ábra. A fanyesedék-szennyvíziszap alapanyagok felhasználásával kialakított prizma horizontális hőeloszlása a 40 és 120 cm-es mérési magasságban a tartózkodási idő függvényében

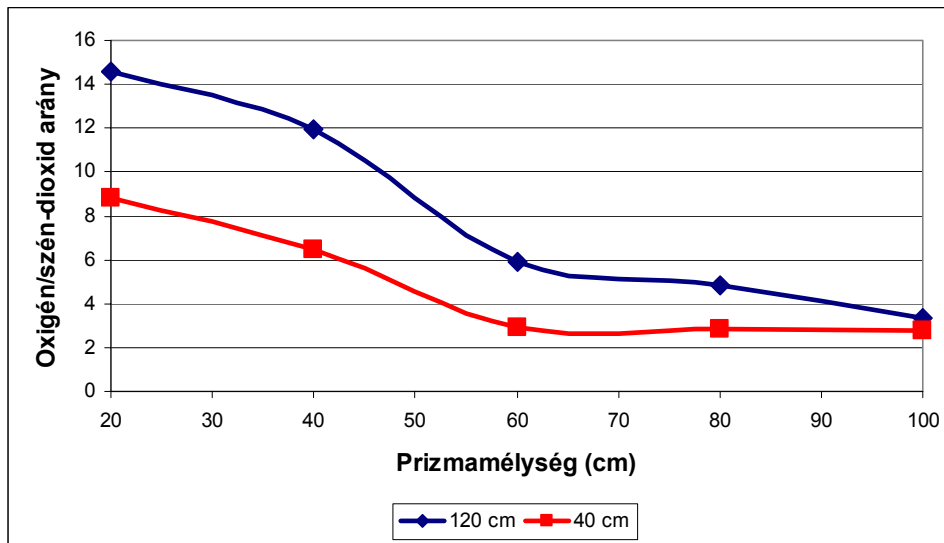
A tartózkodási idő 3. hetében a mérési magasságtól függetlenül megfigyelhető a 3 zóna kialakulása (30. ábra). 40 cm-es magasságban a zónák határa könnyebben elkülöníthető (a két adatsor korrelációs együtthatója 0,87).

A komposztprizma belsejében az oxigén, a szén-dioxid, valamint az anaerob bomlási folyamatok és körülmények igazolására az ammónia mennyiségét mértem. A gázeloszlás vizsgálatához szükség volt egy olyan mutató bevezetésére, amely segítségével az oxigén és a szén-dioxid viszonyát együttesen tudjuk szemléltetni. Az oxigén/szén-dioxid arány egy olyan dimenzió nélküli szám, amely megadja, hogy a pórusokat kitöltő gázkeverékben a szén-dioxid mennyisége hányad része az oxigénnek. Az arányszám segítségével nemcsak a két gáz viszonyát vizsgálhatjuk, hanem átfogóbb képet kaphatunk az aerob-anaerob degradációs viszonyokról is.



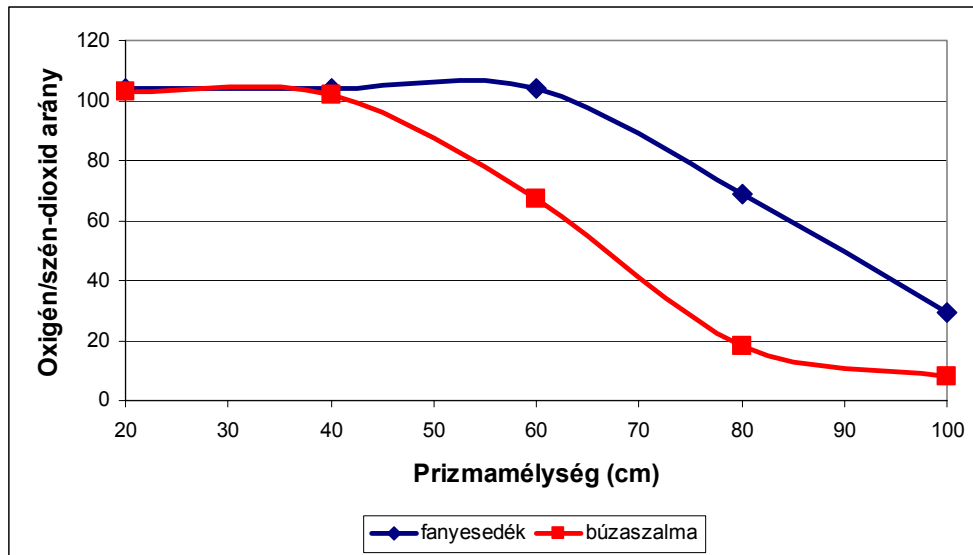
31. ábra. Az oxigén/szén-dioxid arány horizontális változása a degradáció 1., illetve 3. hetében

A mutató változását a mélység függvényében vizsgálva (31. ábra) megállapíthatjuk, hogy a komposztprizma belseje felé haladva az arányszám csökken. Az oxigén jelenléte a felszín közelében dominál, míg a belső zónában egyrészt a kevesebb bejutó oxigén, másrészt a termelődő szén-dioxid miatt az arány alacsonyabb. A prizma összeállítását követően az oxigén mennyisége a meghatározó, de a degradáció előrehaladtával, a termelődő szén-dioxid hatására az index hozzávetőleg a tizede a kezdeti szakaszban tapasztaltakhoz. Bár a görbék lefutása nem azonos, az oxigén horizontális csökkenését a tartózkodási időtől függetlenül is megfigyelhetjük.



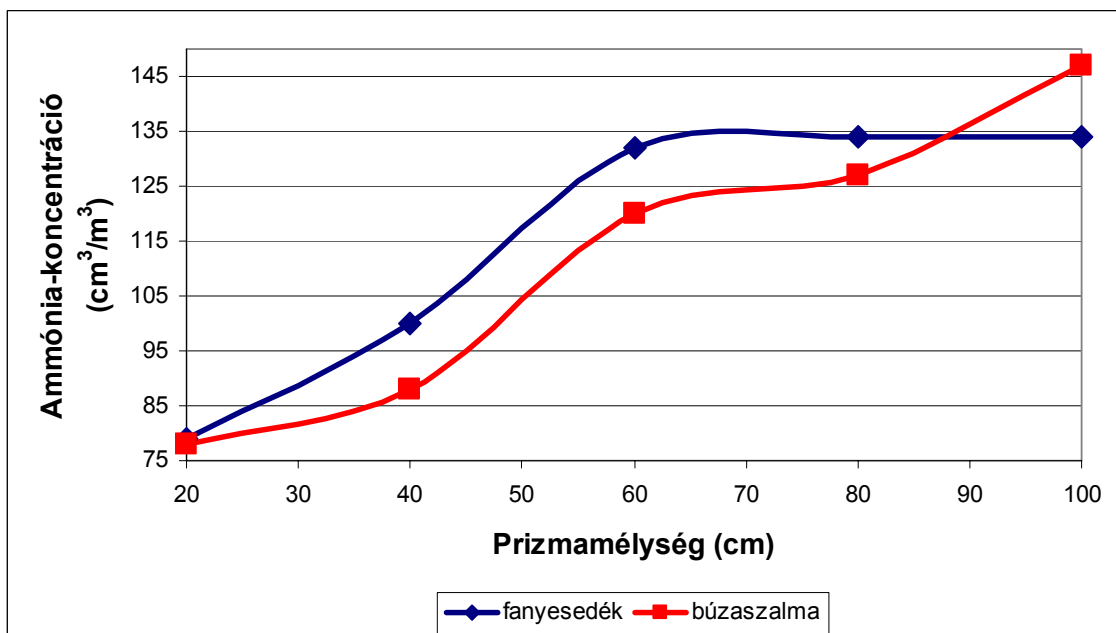
32. ábra. Az oxigén/szén-dioxid arány horizontális változása a 40 és 120 cm-es mérési magasságban

A mérési magasság nem befolyásolja az oxigén-szén-dioxid arány horizontális változását (32. ábra). A külső, oxigénben gazdagabb zóna, valamint a belső intenzív lebomlási zóna, mind a 40 cm-es, mind a 120 cm-es mérési magasságban megfigyelhető (a két adatsor korrelációs együtthatója 0,98).



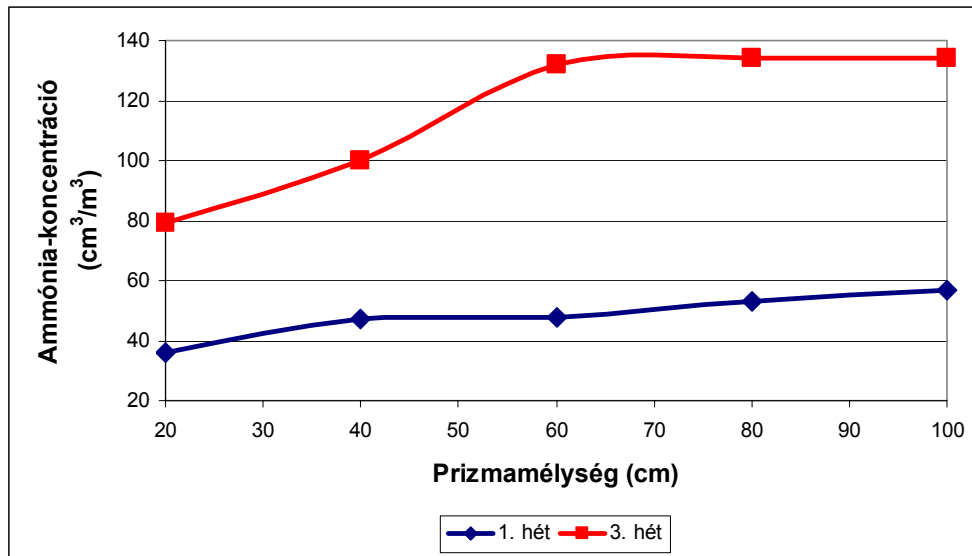
33. ábra. Az oxigén/szén-dioxid arány horizontális változása különböző alapanyagokkal kialakított prizmák esetében

Két eltérő alapanyag felhasználásával kialakított prizma esetében a prizma belseje felé haladva csökken az oxigén-szén-dioxid arány (a pórust kitöltő levegőben a szén-dioxid dominanciája erősödik) a felhasznált alapanyagoktól függetlenül (33. ábra) (a két adatsor korrelációs együtthatója 0,89).



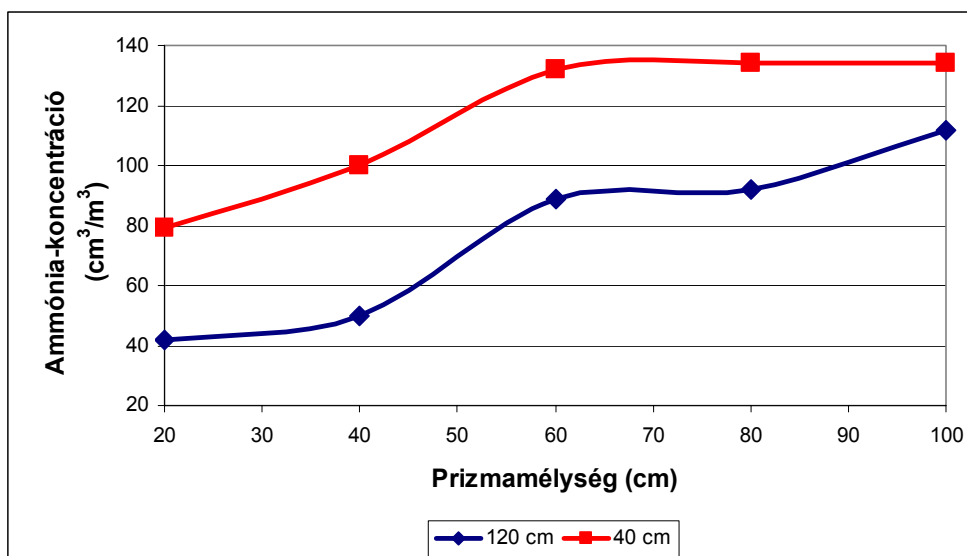
34. ábra. Az ammónia-koncentráció horizontális változása különböző alapanyagokkal kialakított prizmák esetében

Az ammónia-koncentráció esetében a prizma belseje felé haladva ellentétes irányú változást tapasztalunk (34. ábra). A prizma belseje felé haladva az ammónia koncentrációja növekszik, amely egyrészt az intenzív lebontást, másrészt az oxigénhiányt igazolja. A felhasznált alapanyagoktól, a beállított keverési aránytól függetlenül megfigyelhető a csökkenés (a két adatsor korrelációs együtthatója 0,93).



35. ábra. Az ammónia-koncentráció horizontális változása a degradáció 1., illetve 3. hetében

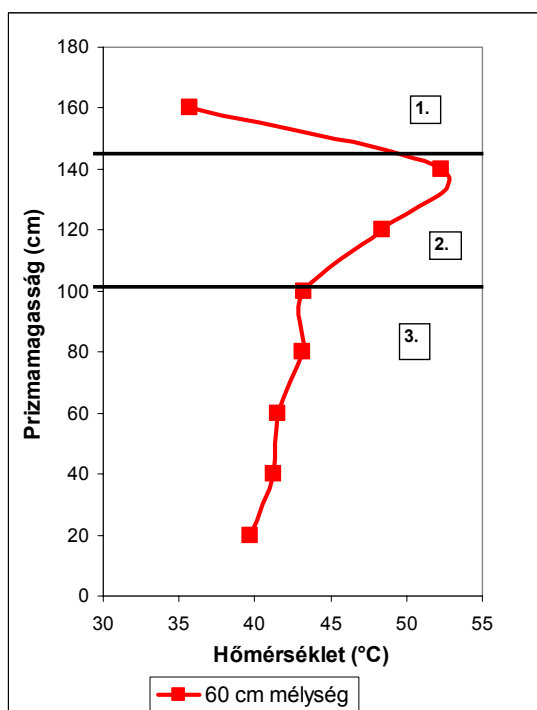
A degradáció első hetében, a prizma összeállítását követően az oxigén jelenléte jellemezte a póruslevegő összetételét, melyet az alacsony ammónia-koncentráció is igazol (35. ábra). A tartózkodási idő 3. hetében az intenzívebb lebomlás megnövekedett ammónia-koncentrációt eredményezett, mely fokozottabban volt érzékelhető a prizma belső szektorában, ahol az oxigén helyett, a szén-dioxid mennyisége jellemezte a rendszert (a két adatsor korrelációs együtthatója 0,89).



36. ábra. Az ammónia-koncentráció horizontális változása a mérési mélység függvényében

Az ammónia koncentrációjának horizontális változását nem befolyásolta a mérési magasság (36. ábra), a csökkenés a mérési magasságtól függetlenül megfigyelhető volt (a két adatsor korrelációs együtthatója 0,94).

A nyílt prizma hőmérsékletének vertikális eloszlását mutatja a 37. ábra.

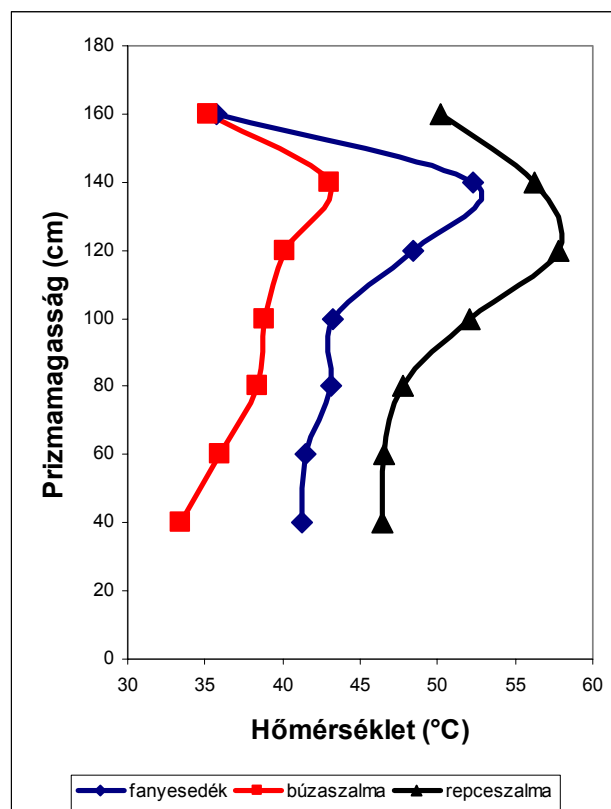


37. ábra. A szennyvíziszap – fanyesedék alapú komposztprizma hőmérsékletének változása a magasság függvényében a tartózkodási idő 3. hetében

A kedvezőbb grafikus szemléltetés végett az y-tengelyen tüntetem fel a magasságot, illetve az x-tengelyen a hőmérsékletet. Az ábra alapján megállapítható, hogy vertikálisan is három zónára osztható a vizsgált komposztprizma:

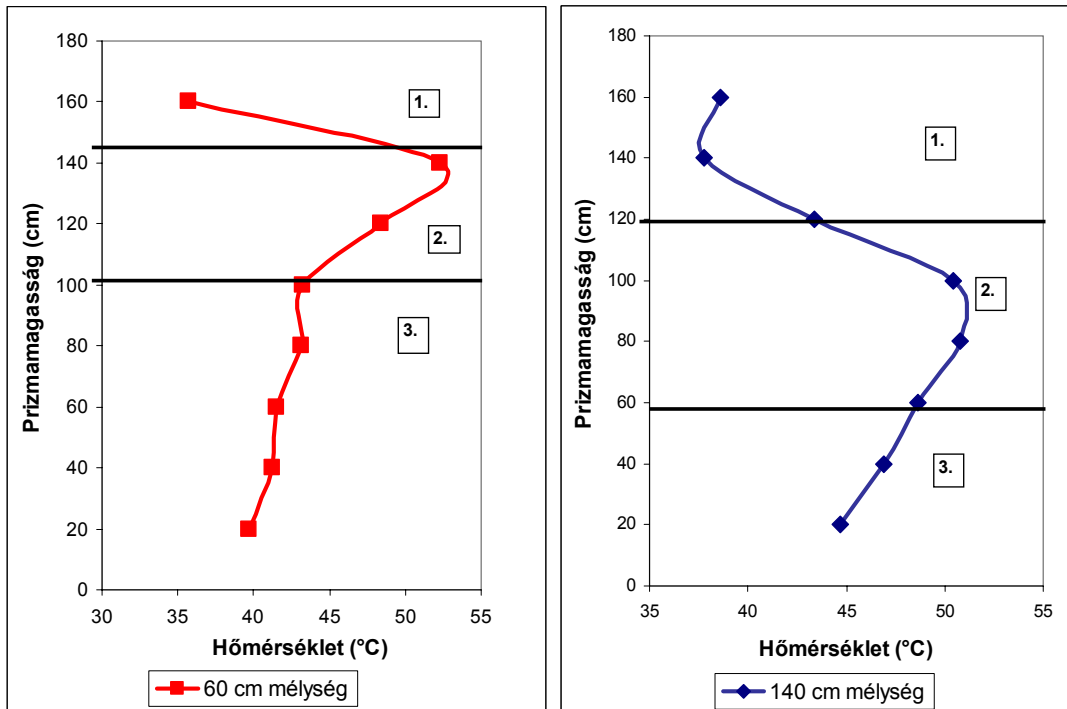
1. a felső 20 cm-en egy kéregzóna figyelhető meg, melynek hőmérsékletét a környezeti hatások befolyásolják,
2. a prizma alsó része felé haladva egy magas hőmérsékletű, intenzív degradációs zóna figyelhető meg, melynek hőmérséklete 40-45 °C,
3. a prizma alja felé haladva a hőmérséklet fokozatosan csökken, amelyet a padozat alacsonyabb hőmérséklete okoz.

Ha a különböző keverési arányokkal beállított prizmák vertikális hőeloszlását vizsgáljuk (38. ábra), megállapíthatjuk, hogy az eltérő alapanyagok nem játszanak szerepet a hőmérsékleti zonáció kialakulásában, csak az egyes rétegek vastagságát befolyásolják (a két adatsor korrelációs együtthatója 0,72 búzaszalma/fanyesedék; 0,87 fanyesedék/repceszalma; 0,82 búzaszalma/repceszalma).

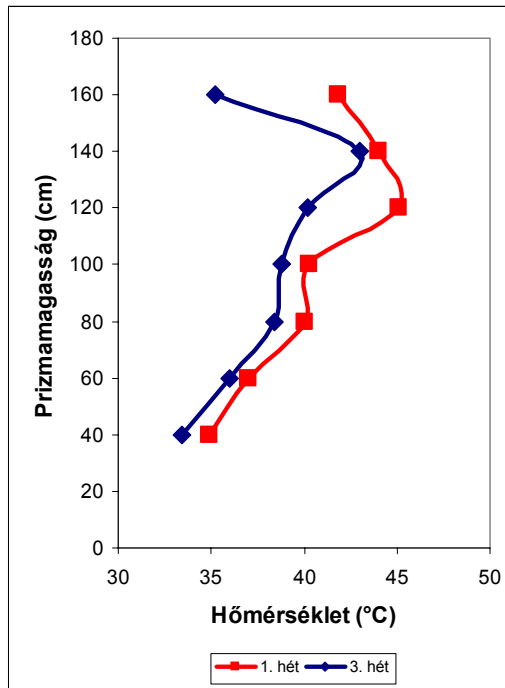


38. ábra. A szennyvíziszap alapú komposztprizma hőmérsékletének vertikális eloszlása eltérő keverési arányok beállítása esetén (3. hét)

Hasonló jelenséget tapasztalunk, ha az eltérő mérési mélységben mért eredményeket hasonlítjuk össze (39. ábra), a rétegződés megfigyelhető, de az egyes hőmérsékleti rétegek vastagsága eltérő (az adatsorok korrelációja 10%-os hibahatár mellett nem volt szignifikáns).



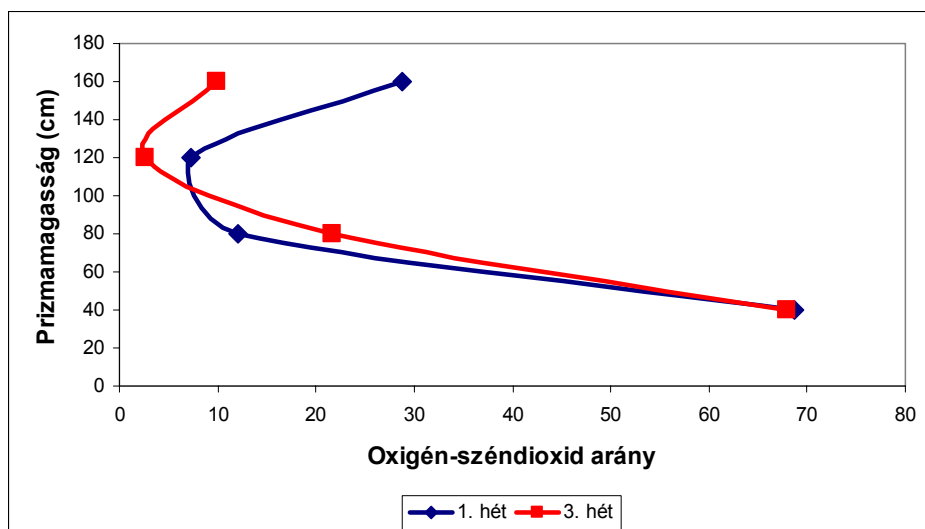
39. ábra. A szennyvíziszap alapú komposztprizma hőmérsékletének vertikális eloszlása eltérő mérési mélységben (3. hét, fanyesedék-szennyvíziszap keverék)



40. ábra. A szennyvíziszap alapú komposztprizma hőmérsékletének vertikális eloszlása a degradáció 1. és 3. hetében (szennyvíziszap-szalma keverék, 60 cm-es mérési mélység)

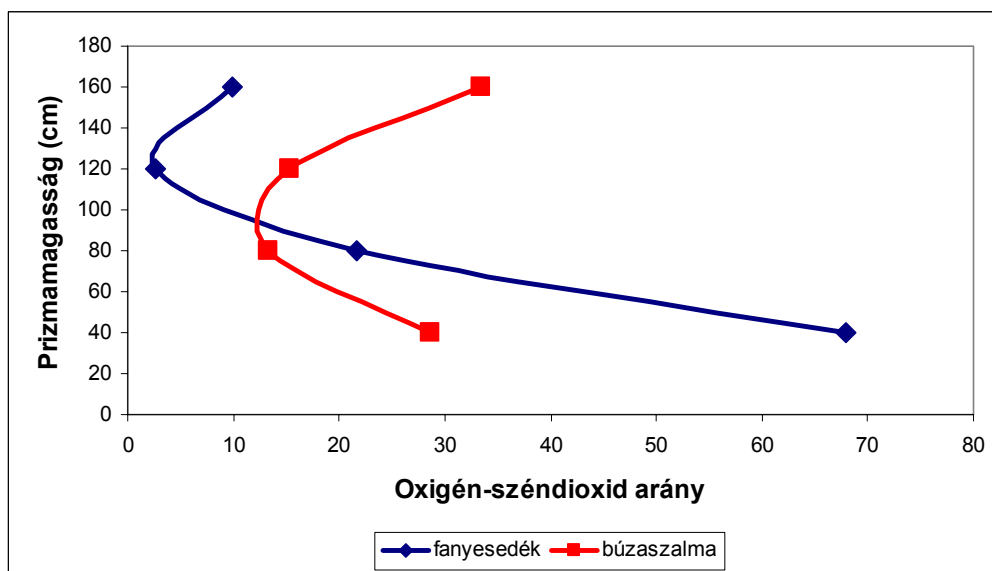
Habár a rétegződés a degradáció 1. hetében is kialakult (40. ábra), a komposztprizma átkeverését követően a prizma kereszt-, illetve hosszszelvénye nem osztható hőmérséklet alapján több zónára, de két nap elteltével a rétegződés ismét megfigyelhető. Az 1. és 3. hét adatsorának korrelációs együtthatója 0,76 volt.

A bevezetett respirációs index vertikális eloszlását vizsgálva megállapíthatjuk, hogy a prizma az oxigén-szén-dioxid arányt figyelembe véve szintén három rétegre tagolódik (41. ábra). A görbe lefutása ellentétes a hőmérsékletével: a felső, és alsó zónában az oxigén dominanciája érvényesül (a hőmérséklet alacsonyabb), míg a középső rétegben az intenzív lebomlás során keletkező szén-dioxid a meghatározó (magasabb hőmérséklet). A három réteg elkülönülése már a degradáció 1. hetében tapasztalható volt (a két adatsor korrelációs együtthatója 0,92).



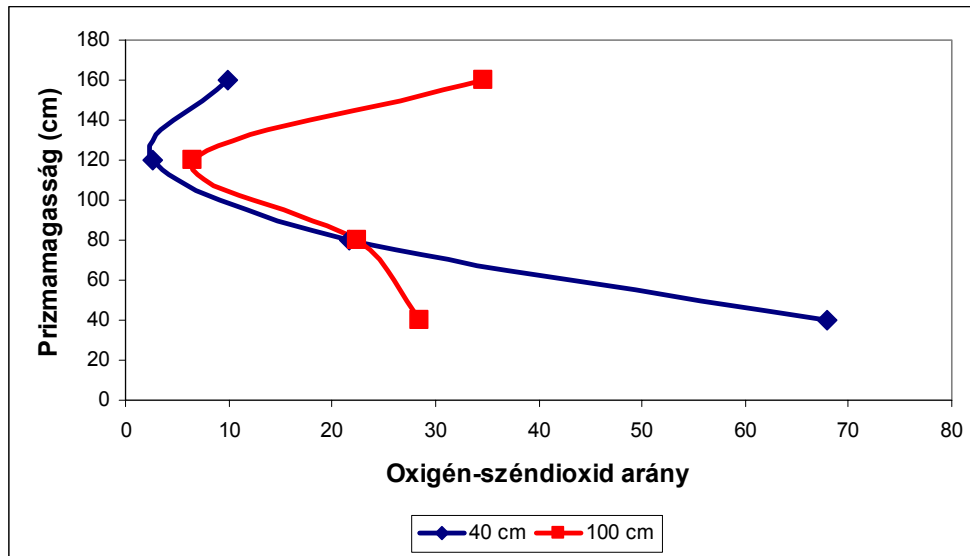
41. ábra. Az oxigén-szén-dioxid arány vertikális változása a degradáció 1., illetve 3. hetében

Ha különböző adalékanyagokra alapozott prizmák vertikális hőeloszlását vizsgáljuk (42. ábra), megállapíthatjuk, hogy az alapanyagok tulajdonságaitól függetlenül kialakul a rétegződés, de a fanyesedéssel beállított prizma középső szegmensében tapasztalható alacsonyabb index intenzívebb lebomlásra utal (10%-os hibahatár mellett nem volt szignifikáns az adatsorok korrelációja).

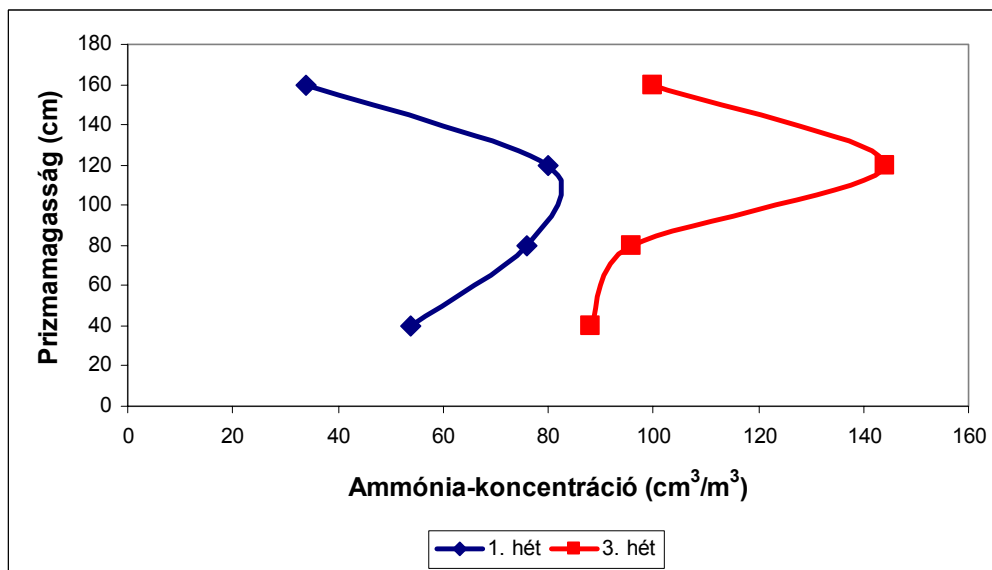


42. ábra. Az oxigén-szén-dioxid arány vertikális változása különböző keverési arányok esetében

A komposztprizma oxigén-szén-dioxid zonációja hasonlóan alakult a 40 cm-es, illetve a 100 cm-es mérési mélységben is (43. ábra), de a görbék lefutása eltérő volt.



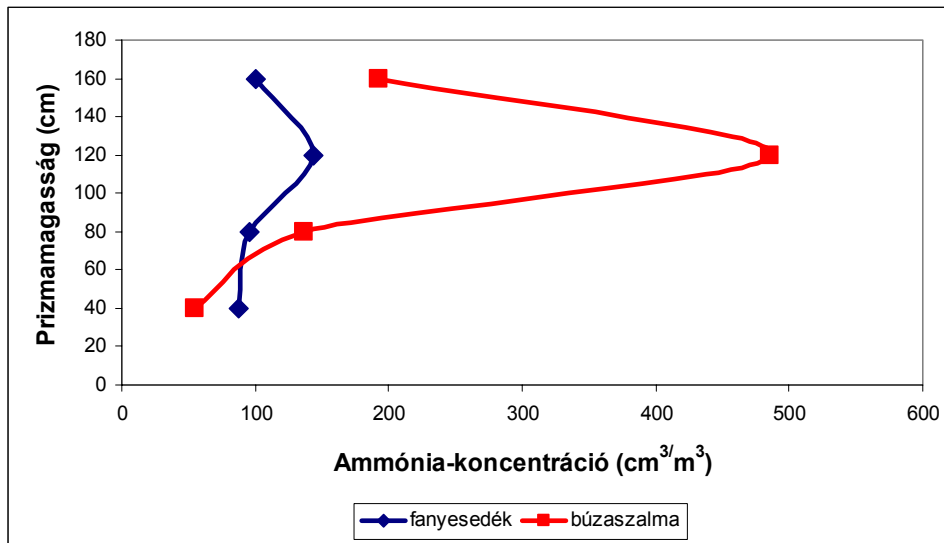
43. ábra. A respirációs index vertikális változása a különböző mérési mélységekben



44. ábra. Az ammónia-koncentráció vertikális változása a degradáció 1., illetve 3. hetében

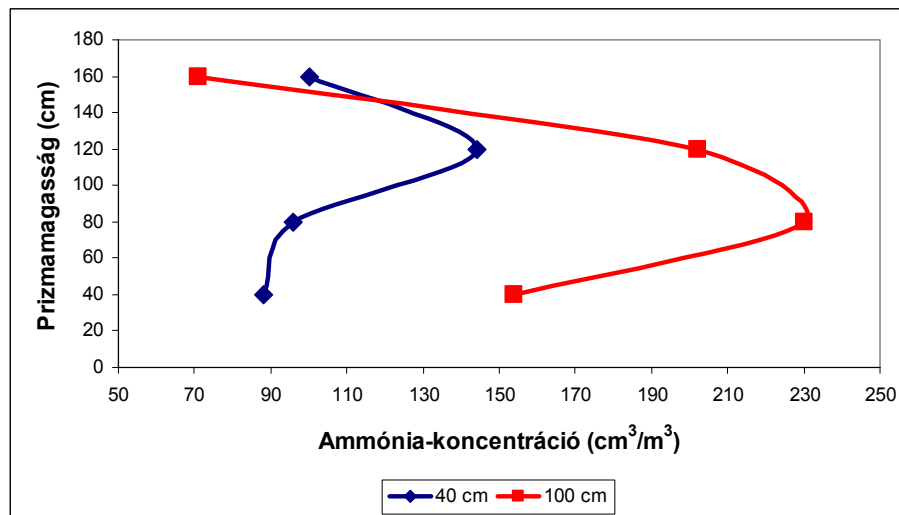
Az ammónia koncentráció változása alapján a prizmát szintén 3 zónára oszthatjuk (44. ábra). A prizma alsó és felső rétegében – ahol a respirációs index is magas – a termelődő ammónia mennyisége is alacsonyabb, míg az intenzív lebomlási zónában az ammóniakoncentráció is megnövekedett az intenzív bomlás és a kialakult

anaerob viszonyok miatt. A zonáció az első hétre kialakult, a harmadik héten intenzívebb ammónia-termelés volt megfigyelhető.



45. ábra. Az ammónia-koncentráció vertikális változása különböző keverési arányok esetében

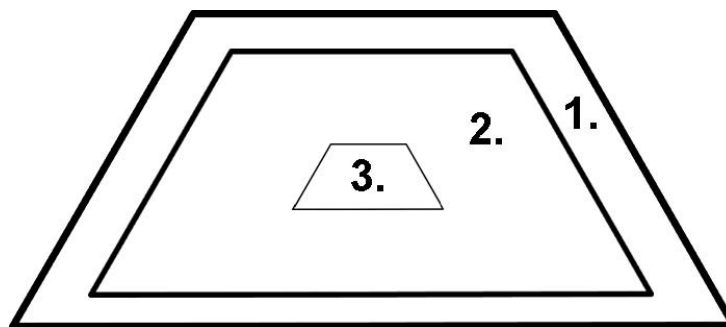
Az alapanyagok kiválasztása nem befolyásolta a három réteg kialakulását (45. ábra) (a két adatsor korrelációs együtthatója 0,99). A búzaszalmával kialakított prizma esetében 120 cm-es magasságban kiugró ammónia-mennyiséget mértem, mely anaerob körülményekre, illetve egy túlnedvesedett mérési pontra vezethető vissza.



46. ábra. Az ammónia-koncentráció vertikális változása a különböző mérési mélységekben

100 cm-es mérési mélységben az ammónia koncentrációja magasabb volt (46. ábra), mely a bediffundáló oxigén kisebb mennyiségével magyarázható. A rétegződés ebben az esetben is megfigyelhető, de a belső réteg vastagabb, mint a 40 cm-es mérési mélységben.

A vertikális, illetve horizontális eloszlások alapján, azokból metszetet képezve a nyílt prizma keresztmetszvényének rétegződése a következőképpen alakul:



1. külső kéregzóna, melyet a környezet, valamint a padozat hőmérséklete befolyásol,
2. az intenzív degradáció zónája, ahol a legmagasabb a hőmérséklet,
3. belső „magzóna”, melynek hőmérsékletét a prizma mérete mellett a bediffundáló oxigén mennyisége határozza meg.

A hőmérséklet és az oxigén/szén-dioxid arány, az oxigén/szén-dioxid arány és az ammónia-koncentráció, valamint az ammónia-koncentráció és hőmérséklet közötti összefüggéseket regresszió-analízis segítségével vizsgáltam.

A hőmérséklet és az oxigén-szén-dioxid arány közötti kapcsolatot az alábbi lineáris regressziós egyenlettel írhatjuk le:

$$y = 3,7676x - 114,19 \quad r^2 = 0,80$$

Az egyenlet, valamint a magas r^2 érték alapján megállapíthatjuk, hogy a két adat között az összefüggés szoros és pozitív irányú, azaz a hőmérséklet növekedése az oxigén-szén-dioxid arány növekedésével párosul. Így arra következtethetünk, hogy az oxigénben gazdagabb zónák hőmérséklete magasabb, mely az intenzívebb lebomlásra vezethető vissza. Azokban a rétegekben, ahol a hőmérséklet magasabb, ott az oxigén dominanciája érvényesül.

A hőmérséklet és az ammónia-koncentráció közötti összefüggés egy másodfokú polinom-függvénnyel írható le, melynek egyenlete a következő:

$$y = -0,0174x^2 + 3,6019x - 122,68 \quad r^2 = 0,73$$

A kapott regressziós együttható alapján a hőmérséklet befolyásolja a rendszer ammóniatartalmát is, azonban ellentétes irányban. A hőmérséklet növekedése alacsonyabb ammónia-koncentrációval párosul. Azokban a rétegekben, ahol a hőmérséklet magasabb, ott az ammónia-termelés háttérbe szorul.

Az oxigén/szén-dioxid arány, valamint az ammónia közötti összefüggést az alábbi lineáris regressziós egyenlettel jellemezhetjük:

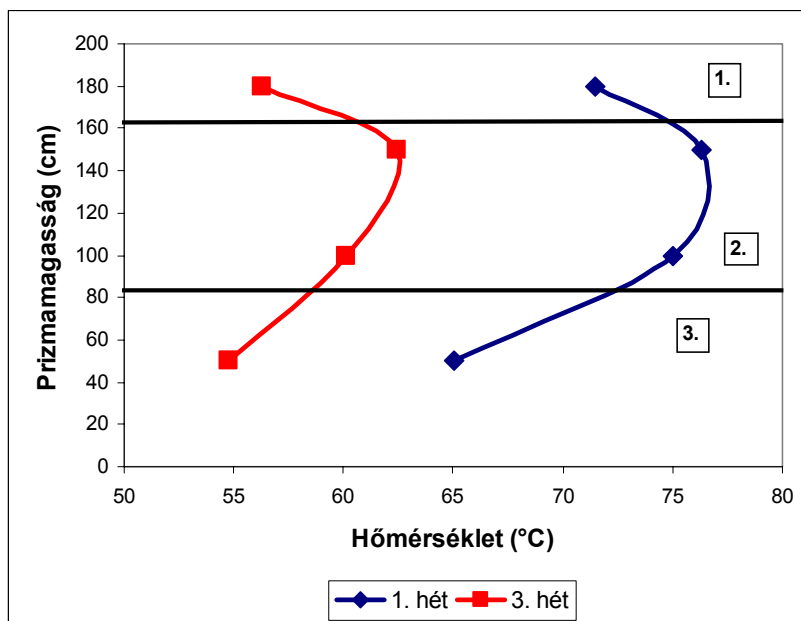
$$y = -9,1096x + 159,16 \quad r^2 = 0,99$$

A vizsgált paraméterek között nagyon szoros az összefüggés, melyet a magas regressziós koefficiens is igazol. Az egyenletből leolvashatjuk, hogy a magasabb oxigén/szén-dioxid arány alacsony ammónia-koncentrációval párosul, azaz aerob viszonyok között alacsonyabb ammónia-mennyiséget tapasztalhatunk.

A regresszió-analízisek alapján megállapíthatjuk, hogy a hőmérséklet révén kialakuló zonáció a gázok esetében is érvényesül.

4.5.2. Eloszlásvizsgálatok a zárt technológia esetében

A hőmérséklet vertikális eloszlása hasonló képet mutat a zárt komposztálási technológia esetében is, melyet a 47. ábra szemléltet.



47. ábra. A vágóhídi hulladékokra alapozott komposztprizma hőmérsékletének vertikális eloszlása a tartózkodási idő 1. és 3. hetében

A legmagasabb hőmérséklet a prizma belsejében volt mérhető a zárt technológia esetében is. A takarófólia alatti réteg hőmérsékletét a környezet hőmérséklete, valamint a lecsapódó pára alacsonyabb hőmérséklete okozta. A padozat alacsonyabb hőfoka, valamint a beinjektált hideg levegő az alsó réteg alacsony hőmérsékletét eredményezte.

A tartózkodási időt figyelembe véve megállapítható, hogy a degradáció beindulásakor nemcsak a hőmérséklet volt magasabb, hanem a hőmérsékleti rétegződési is fokozottabban volt érzékelhető, mint a tartózkodási idő harmadik hetében (a két adatsor korrelációs együtthatója 0,92).

A gáztartalom méréseket a zárt technológia esetében 100 cm-es mélységig tudtam elvégezni, egyrészt a technológia kialakítása, másrészt a kiegészítő szondarúd 1 m-es hosszúsága miatt. Az alsóbb rétegek mérése ettől eltekintve sem adott volna elfogadható eredményt. A gyakori levegőztetés ugyanis az alsóbb rétegből áramló levegő révén befolyásolta volna a mért eredményt. A zárt technológia esetén mért gázkomponensek értékeit foglalja össze a 13. táblázat.

13. táblázat

A zárt komposztálási technológia során mért gázkomponensek

Mérési mélység*	NH ₃ (cm ³ /m ³)	O ₂ (v/v%)	CO ₂ (v/v%)	Resp. index.
50 cm	405	18,4	0,7	26,29
75 cm	542	17,9	0,8	22,38
100 cm	982	16,5	1	16,50

*A mérési mélység a felső takarófóliától számítva értendő

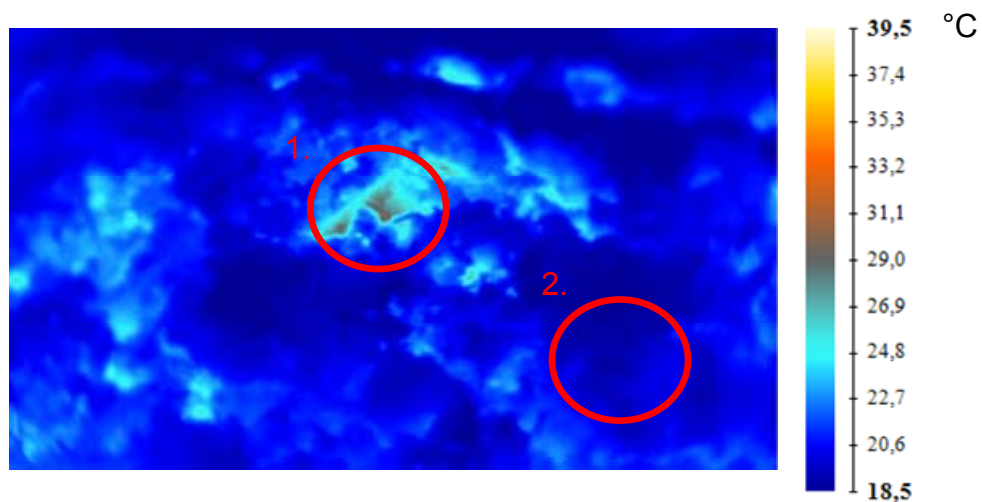
A 13. táblázatban szereplő értékek alapján megállapíthatjuk, hogy a prizma belső rétege felé haladva az oxigén mennyisége fokozatosan csökken, intenzív bomlás figyelhető meg, melyet a növekvő szén-dioxid mennyisége is igazol. A táblázatból az is szembetűnik, hogy az intenzív levegőztetés ellenére is nagy mennyiségben keletkezik ammónia, különösen az intenzív bomlás zónájában (982 cm³/m³).

4.6. Az eltérő hőmérsékletű pontok kialakulásának okai

A hőkamerával készített felvételek kiértékelésekor szembetűnő volt, hogy a felszín egyes pontjai között jelentős hőmérséklet-különbségek alakulnak ki. Ezek az

eltérések elérhetik akár a 15-20 °C-os értéket is. A hőkamera alkalmazásának célja egyrészt a felszín vizsgálata, másrészt pontosan ezeknek a különbségeknek a feltárása volt. A gyors kiértékelési lehetőséget biztosító hőkamera alkalmazása akkor válhat gazdaságossá, ha feltárjuk ezeknek a hőeltéréseknek az okait, hogy olyan módszereket váltsunk fel vele, amelyek mérése költséges, vagy időigényes.

A hőfelvételek elkészítésekor mintát vettem azokból a pontokból, ahol a hőmérséklet magasabb volt, illetve azokból ahol a hőmérséklet a felszínt átlagosan jellemezte (48. ábra). A mintákat a tartózkodási idő 4. hetében vettem, ahol a degradáció hőmérséklete viszonylag stabilnak tekinthető.



48. ábra. A mintavételi pontok kijelölése a felszíni hőmérséklet alapján

A felszínről vett mintákból relatív nedvességtartalmat, izzítási veszteséget, C/N arányt határoztam meg. A kapott mérési eredményeket regresszió-analízis (másodfokú polinom függvény) segítségével hasonlítottam össze a felszín hőmérsékletével. A modellek kiértékelésekor 5%-os hibahatárt vettem alapul.

A hőmérséklet – az összes minta eredményeit tekintve – a vizsgált paraméterek közül csak az izzítási veszteséggel összehasonlítva mutatott szignifikáns, szoros összefüggést (14. táblázat).

A hőmérséklet, a relatív nedvességtartalom, a C/N arány és az izzítási veszteség közötti összefüggések

Paraméter 1.	Paraméter 2.	r^2	Regresszós egyenlet
Hőmérséklet	Izzítási veszteség	0,7021	$y = 0,2294x^2 - 26,2x + 765,48$
Rel. Nedvességtartalom	Izzítási veszteség	0,6523	$y = -0,1089x^2 + 14,618x - 427,27$
C/N arány	Izzítási veszteség	0,8455	$y = 0,0335x^2 - 3,5846x + 105,84$

A kapott közepesen erős összefüggés ($r^2=0,7$) alapján megállapíthatjuk, hogy a hőmérsékletet befolyásolja a szervesanyag-tartalom. A magasabb hőmérséklethez alacsonyabb izzítási veszteség párosult, ami intenzívebb degradációra utal.

Mivel a hőmérséklet közvetlen összehasonlítása nem hozott elfogadható eredményt a nedvességtartalom és C/N arány esetében ($r^2=0,26$ és $r^2=0,22$), ezért ezeket a paramétereket az izzítási veszteséggel hasonlítottam össze (14. táblázat).

A kapott eredmények ($r^2=0,65$ és $r^2=0,85$) alapján azokban a pontokban, ahol a nedvességtartalom alacsonyabb a C/N arány pedig magasabb volt, a szervesanyag-tartalom is magasabb értéket mutatott. Következésképp levonhatjuk, hogy a hőfelvételeken a pontok eltérő hőmérséklete a nem megfelelő keverés eredménye. Így a hőkamera alkalmazásával kiszűrhetjük a prizma azon szegmenseit, ahol keverést kell alkalmaznunk.

Habár, az összes mintát figyelembe véve sem a nedvességtartalom, sem a C/N arány változása nem hozható szoros összefüggésbe a hőmérséklettel, ha csak az egyes prizmaszelvények adatpárjait hasonlítjuk össze, megállapíthatjuk, hogy a magasabb hőmérséklet alacsonyabb nedvességtartalomhoz és magasabb C/N arányhoz köthető.

4.7. A belső hőmérséklet és a felszíni hőfelvételek közötti összefüggések

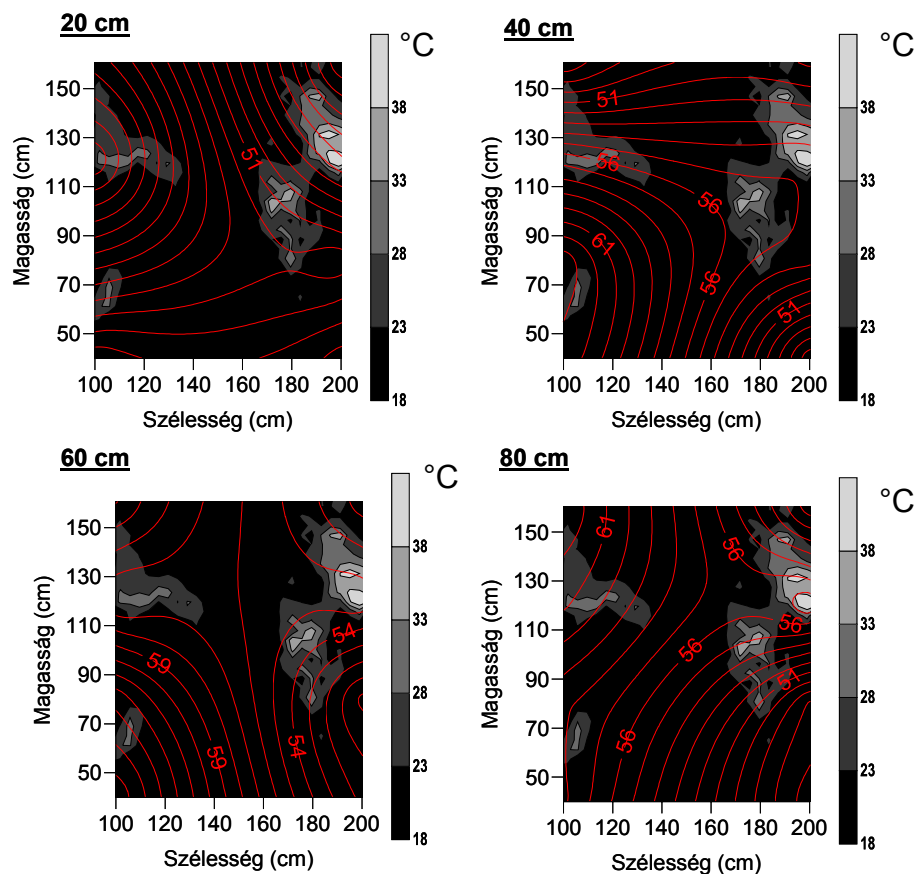
4.7.1. A felszíni hőtérképek és a belső hőmérséklet kapcsolata

A belső hőmérsékletek, valamint a gáztartalom izovonalas térképeinek elkészítéséhez a Golden Software Surfer 9 program interpolációs eljárásai közül a krigelést alkalmaztam. A krigelés a paramétereknek ismeretlen pontban, geostatistikai alapokon nyugvó meghatározására alkalmas a környező mérések alapján. A módszer alapvetően egy súlyozott átlagszámítás, ahol az alkalmazott átlagszámítási súlyokat

geostatistikai alapokon, variogramfüggvények segítségével határozhatjuk meg (Shepard, 1968; Oliver és Webster, 1990; Atkinson és Lloyd, 2007; Iványi, 2008). Az elkészített izovonalas felületeket a felszíni hőfelvételből készített eloszlásgörbékkel hasonlítottam össze.

A felszíni hőterképek és a belső hőmérséklet kapcsolata fanyesedékkal beállított prizma esetében

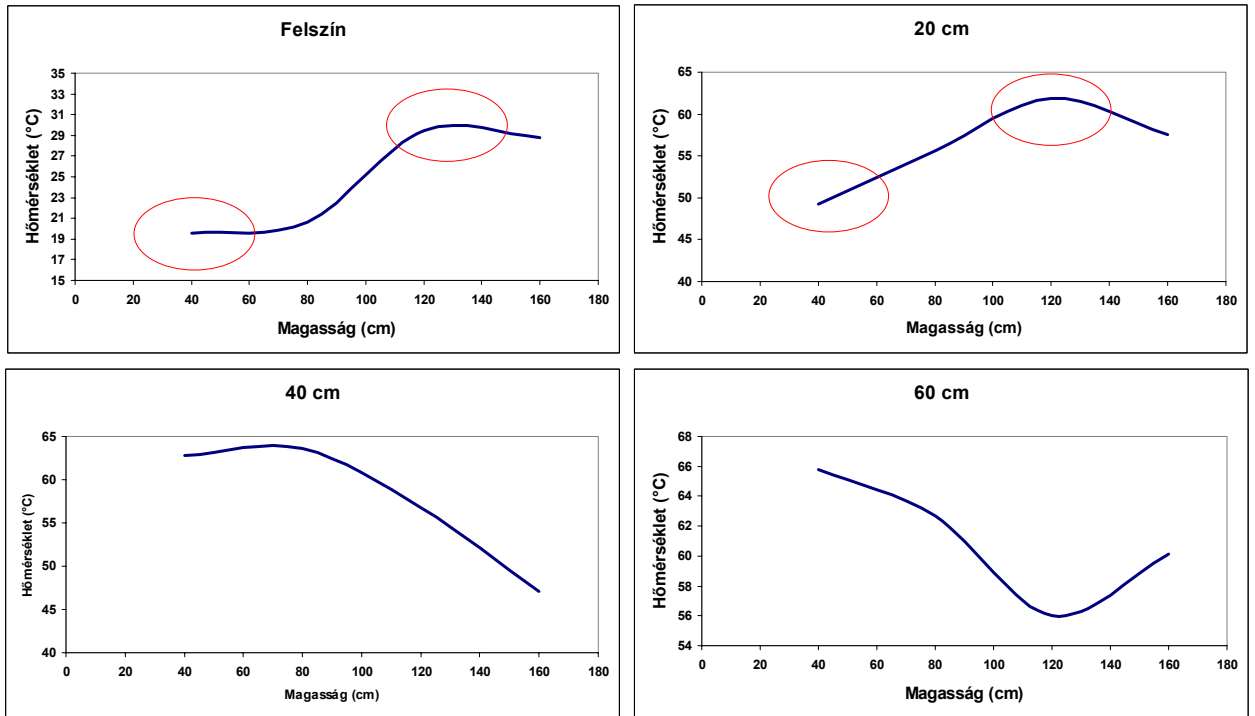
A szennyvíziszap és fanyesedék keverékéből kialakított prizma esetében tapasztalt hőmérsékletek eloszlásviszonyait szemlélteti a 49. ábra.



49. ábra. A fanyesedékre alapozott prizma hőeloszlása 20, 40, 60 és 80 cm-es mélységben a felszín hőmérsékletéhez viszonyítva

Az eloszlásgörbék alapján a felszínre jellemző magasabb hőmérsékletű foltok 20 cm-es mélységben még elkülöníthetőek, az ennél mélyebb mérési mélységekben azonban már nem tapasztalhatjuk a felszínre jellemző eloszlást. A kapott eredmény egy vastag külső kéregzóna kialakulását igazolja.

Az eloszlásviszonyok összehasonlítása mellett megvizsgáltam, hogy a 100 cm-es szelvényben a felszíni hőmérséklet, illetve a különböző mélységek hőmérséklete hogyan változik a mérési magasság függvényében (50. ábra).



50. ábra. A hőmérséklet változása a 100 cm-es szelvényben a felszínen, 20, 40, illetve 60 cm mélységben a mérési magasság függvényében, fanyesedékkel beállított prizma esetében

A pirossal kiemelt szekciók alapján 20 cm-es mélységben ugyanazok a pontok jellemzőek, mint a felszínen. Az egyes adatsorok korreláció-analízisét is elvégeztem. A vizsgálat alapján csak a felszín és a 20 cm-es réteg kapcsolata hozott szignifikáns eredményt, melynek korrelációs együtthatója 0,86. Az egyes görbékre harmadfokú polinom-függvény illeszthető, melynek egyenleteit a 15. táblázat foglalja össze.

15. táblázat

Az egyes vonalak egyenletei

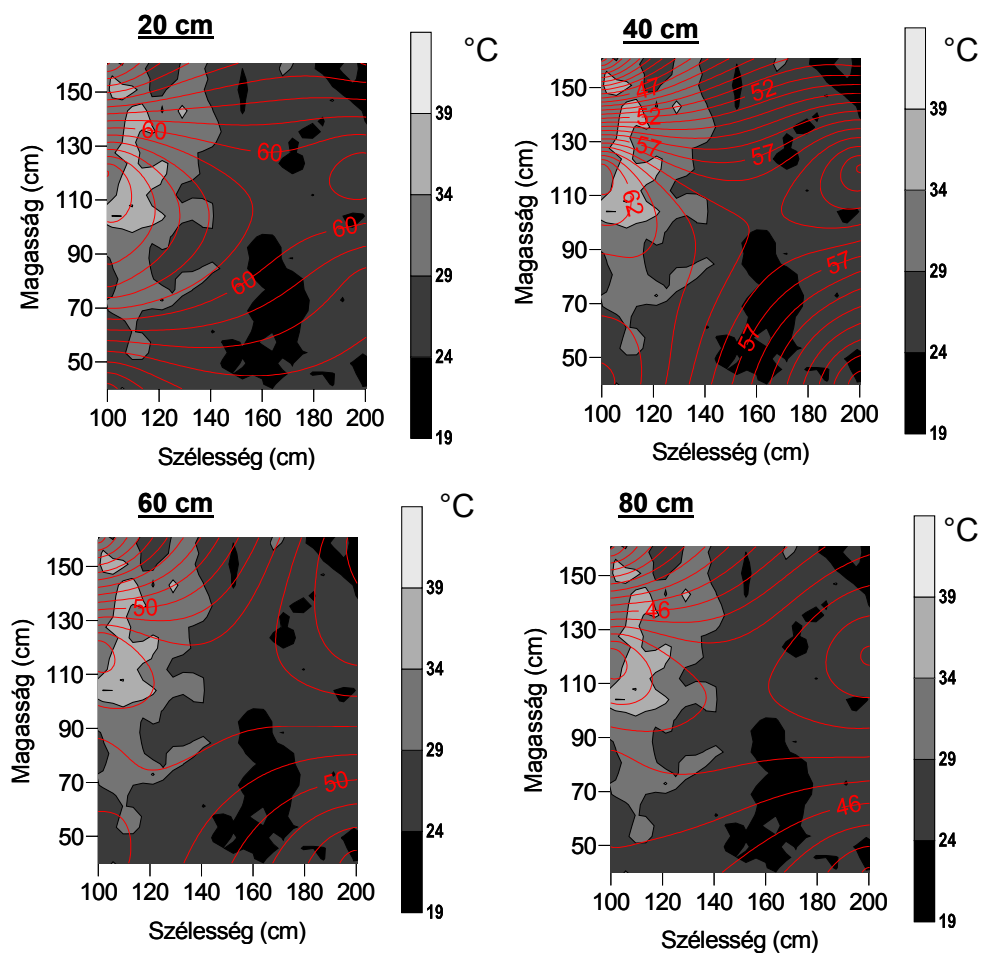
Mérési mélység	Szorzóértékek			Konstans
	x^3	x^2	x	
Felszín	$-5 \cdot 10^{-5}$	0,0141	-1,1648	47,61
20 cm	$-3 \cdot 10^{-5}$	0,0066	-0,3283	53,6
40 cm	10^{-5}	-0,0055	0,5379	49,3
60 cm	$4 \cdot 10^{-5}$	-0,0101	0,7175	50,9

A kapott egyenletek megerősítik, hogy a felszínen és a 20 cm-es mélységben tapasztalt hőmérsékletváltozások hasonlítanak egymáshoz. Ezzel ellentétben a 40 és 60 cm-es mélységben tapasztalt hőmérséklet trendvonala teljesen eltérő a felszínétől, az egyenletek szorzóértékei előjelet váltanak.

Következtetesként megállapíthatjuk, hogy a szennyvíziszap és fanyesedék felhasználásával kialakított prizmát egy kb. 20-30 cm vastag kéreg jellemez, amely egyrészt védelmet nyújt a külső hatásokkal szemben, másrészt megakadályozza a belső rétegek hőmérsékletének csökkenését, ezáltal biztosítja a hatékony degradációt.

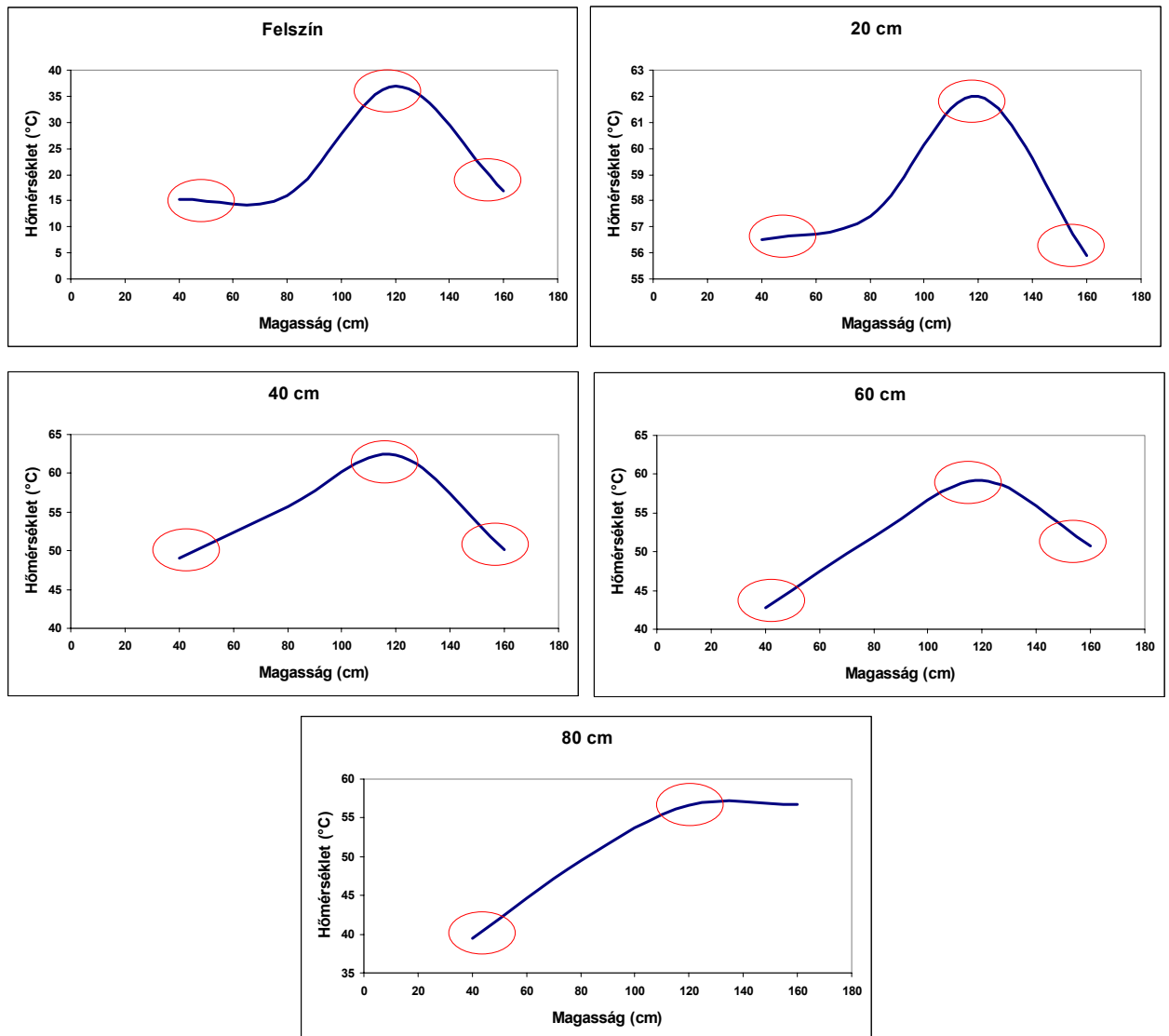
A felszíni hőterképek és a belső hőmérséklet kapcsolata búzaszalmával beállított prizma esetében

A szennyvíziszap és búzaszalma felhasználásával kialakított prizma eloszlásgörbéit mutatja be az 51. ábra.



51. ábra. A búzaszalmára alapozott prizma hőeloszlása 20, 40, 60 és 80 cm-es mélységben a felszín hőmérsékletéhez viszonyítva

A búzaszalmára alapozott prizma esetében a magasabb hőmérsékletű foltok még 80 cm-es mélységben is megfigyelhetők az eloszlásgörbéken. Az izovonalas képek alapján tehát a szalmával beállított prizma esetében nem alakul ki olyan jellegű kéregzóna, mint a fanyesedék felhasználásával kialakított prizma esetében.



52. ábra. A hőmérséklet változása a 100 cm-es szelvényben a felszínen, 20, 40, illetve 60 cm mélységben a mérési magasság függvényében, szalmával beállított prizma esetében

A különböző mélységben mért hőmérsékletértékek görbéit összehasonlítva (52. ábra) megállapíthatjuk, hogy ugyanazok a pontok jellemzik a prizmát egészen 80 cm-es mélységig, ahol már bizonyos változás megfigyelhető. Az egyes adatsorok korrelációs együtthatója 60 cm-ig hozott szignifikáns eredményt (0 cm-20 cm esetén 0,97; 0 cm-40 cm esetén 0,88; 0 cm-60 cm esetén 0,82 10%-os hibahatár mellett). A 80 cm adatsora és

a felszíni hőmérséklet adatsora között a korreláció bár közepesen erős összefüggést mutatott, azonban a kapcsolat szignifikancia értéke 10%-os hibahatáron kívül esett. A görbék egyenletit a 16. táblázat foglalja össze.

16. táblázat

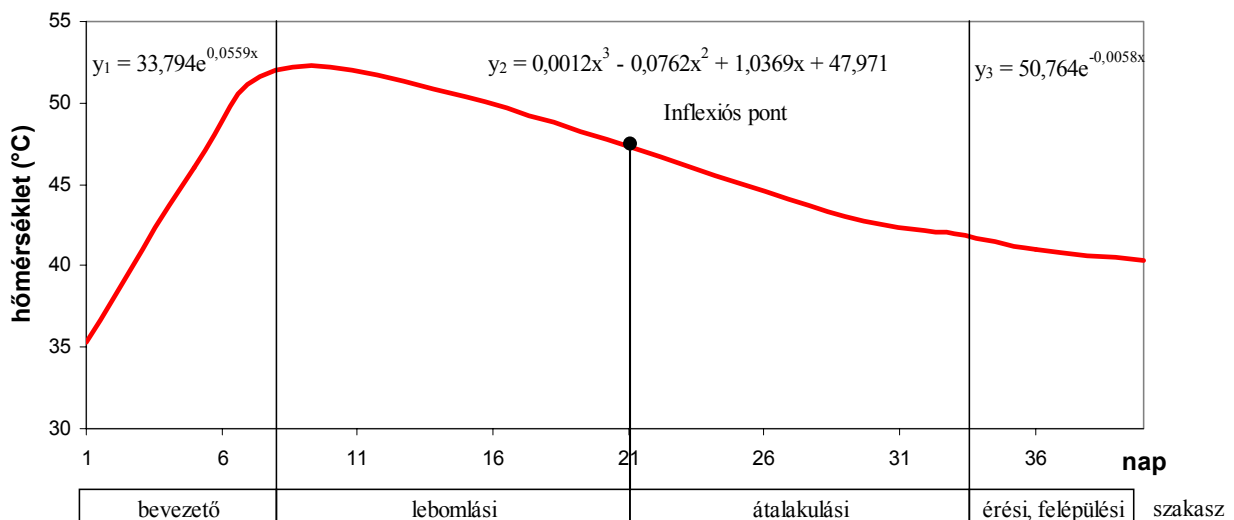
Az egyes vonalak egyenletei

Mérési mélység	Szorzóértékek			Konstans
	x^3	x^2	x	
Felszín	$-2 \cdot 10^{-4}$	0,0445	-3,5339	95,92
20 cm	$-4 \cdot 10^{-5}$	0,0102	-0,7762	73,7
40 cm	$-5 \cdot 10^{-5}$	0,0117	-0,6921	61,2
60 cm	$-4 \cdot 10^{-5}$	0,0079	-0,3183	45,2
80 cm	-10^{-5}	0,0017	0,1708	30,7

A felszíni hőmérséklet eloszlása tehát a padozat, illetve a külső környezet hőmérséklete mellett befolyásolja a prizma belső rétegeit jellemző hőmérsékletet is. Különösen igaz ez a búzaszalmával kialakított komposztprizma esetében, ahol nem alakul ki külső kéreg.

4.8. Az aerob degradáció matematikai vizsgálata

Az aerob degradáció jellemzésére, szakaszainak értelmezésére a hőmérséklet változását alkalmazzák a leggyakrabban. A biológiai lebomlást *Aleksza és Dér* (1998) négy elkülöníthető szakaszra osztja (53. ábra).



53. ábra. A hőmérsékletváltozás matematikai vizsgálata szennyvíziszap és fanyesedék felhasználásával beállított prizma esetében

Az egyes szakaszok hossza a különböző degradációs tulajdonságokkal rendelkező alapanyagok esetében eltérhet, ráadásul az egyes szakaszok – különösen a lebomlási, illetve átalakulási szakaszok – elkülönítése nehézkes.

Az alapanyagok hőmérsékletében, így közvetett úton lebomlásában bekövetkező változások értelmezéséhez a kapott hőgörbét matematikai szempontból vizsgáltam. A vizsgálat célja az egyes szakaszok idejének meghatározása volt.

A görbe nem írható le egyetlen függvénnyel, ahogy az alapanyagok tulajdonságaiban bekövetkező változások sem. A görbe matematikai szempontból azonban nem 4 szakaszra (4 függvényre), hanem 3 függvényre tagolható.

Az első függvény egy exponenciális függvény, amellyel a bevezető szakaszt jellemezhetjük. A függvény egyenlete:

$$y_1 = 33,794e^{0,0559x}$$

A függvény alapján a hőmérséklet a – mikroorganizmusok szaporodásához hasonlóan – exponenciálisan növekszik a bekeverést követően. A függvény értelmezési tartományának kezdeti értéke $x=1$, azaz a komposzt bekeverése, a tartózkodási idő első napja. A függvény értelmezési tartományának végpontját az az x érték adja, ahol $y_1 = y_2$. A függvény végértéke a maximum-hőmérséklettel esik egybe.

A lebomlási és átalakulási szakasz külön nem, csak együttesen, egy harmadfokú polinom-függvénnyel jellemezhető. A függvény egyenlete a következő:

$$y_2 = 0,0012x^3 - 0,0762x^2 + 1,0369x + 47,971$$

A függvény értelmezési tartományának kezdeti pontját az az x érték adja, ahol $y_1 = y_2$, végértéke pedig ahol $y_2 = y_3$.

A lebomlási és átalakulási szakasz vég és kezdőpontját a függvény elemzésével határozhatjuk meg. A harmadfokú függvény inflexiós pontja megadja azt az értéket, amikor a lebomlási szakasz lezárul, és megindulnak az átalakulási folyamatok. A függvény inflexiós pontját az az x érték adja, ahol a második derivált értéke nulla ($f(x)''=0$). A vizsgált görbe esetében a második derivált értéke:

$$f(x)''=0,0072x - 0,1524, \text{ ahol}$$

$$x= 21,17$$

Az inflexiós pont létezésének feltétele, hogy a függvény harmadik deriváltja nem lehet nulla. Ennek a harmadfokú függvénynek az esetében $f(x)'''=0,0072$, tehát az inflexiós pont valószínűleg tekinthető. A 53. ábrán a két szakasz határvonala a 21. nap köré tehető, amely egybeesik a függvény inflexiós pontjával.

A harmadik függvény, az érési, felépülési szakasz jellemzését teszi lehetővé. A függvény értelmezési tartományának kezdő pontja az az x érték, ahol $y_2 = y_3$. Az utolsó szakaszban bekövetkező hőmérsékletváltozás szintén egy exponenciális függvénnyel írható le. A függvény egyenlete:

$$y_3 = 50,764e^{-0,0058x}$$

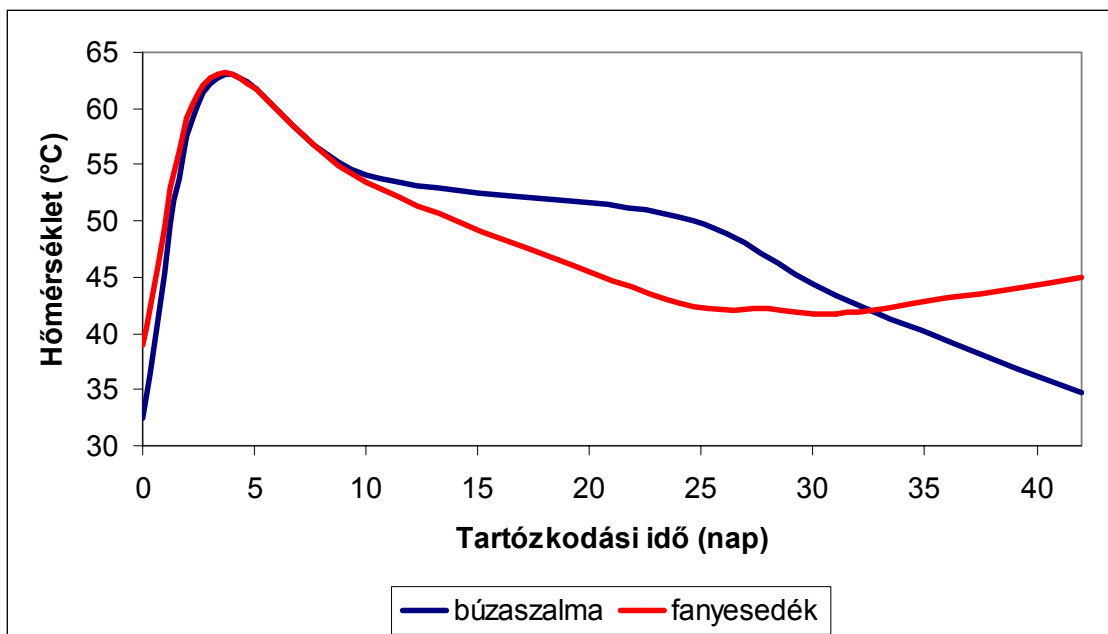
A harmadik függvény azonban ellenkező irányú a bevezető szakasz jellemzésére alkalmazható függvénnyel, a hőmérséklet csökkenését írja le. Az érési szakasz függvénye egy olyan lineáris görbe felé konvergál, amelynek értéke a környezet hőmérsékletével egyezik meg – vagyis további degradációs folyamatok nem zajlanak le. Így a harmadik függvény értelmezési tartományának végpontját az az x érték adja, ahol az y a környezet hőmérsékletével egyezik meg.

4.9. A reflektancia alkalmazhatósága a komposztérettség meghatározásában

A reflektancia alkalmazhatóságának értékelésekor két komposztprizmát vizsgáltam. A két prizma kialakításakor az 50 v/v% szennyvíziszap mellett 50 v/v% fanyesedéket, illetve 50 v/v% búzaszalmát használtam. A komposzt keverési arány visszaellenőrzésének vizsgálatokor megállapítottam, hogy a szennyvíziszap alapú komposzt elemzéséhez a 645-940 nm közötti hullámhossztartományok a legalkalmasabbak, ezért az érettség meghatározásakor ezeket a tartományokat alkalmaztam.

A komposztérettség meghatározásának legáltalánosabb módja a hőmérséklet folyamatos nyomon követése a degradáció folyamán. Ennek megfelelően vizsgálataim elvi alapját a komposztálás hőmérsékletváltozása adta. A reflektancia változását a degradáció klasszikus hőgörbéjével hasonlítottam össze, valamint értékeltem az esetleges eltéréseket a két eltérő alapanyagra alapozott prizma esetében.

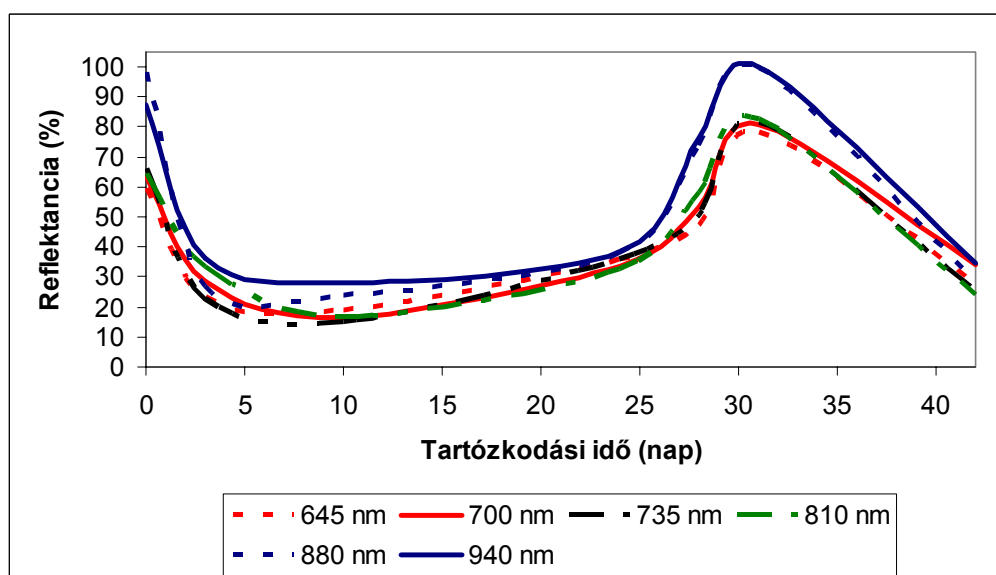
A két prizma hőmérsékletének változását szemlélteti az *54. ábra*.



54. ábra. A prizmák hőmérsékletének változása a tartózkodási idő függvényében

A két görbe lefutása hasonló, amelyet a 0,72-es korrelációs együttható is igazol (10%-os hibahatár mellett). Eltérés főleg a folyamat második felében figyelhető meg, melynek oka lehet a mérési pont átnedvesedése, anaerob körülmények kialakulása, vagy a kiindulási anyagok bonthatósága közötti különbség.

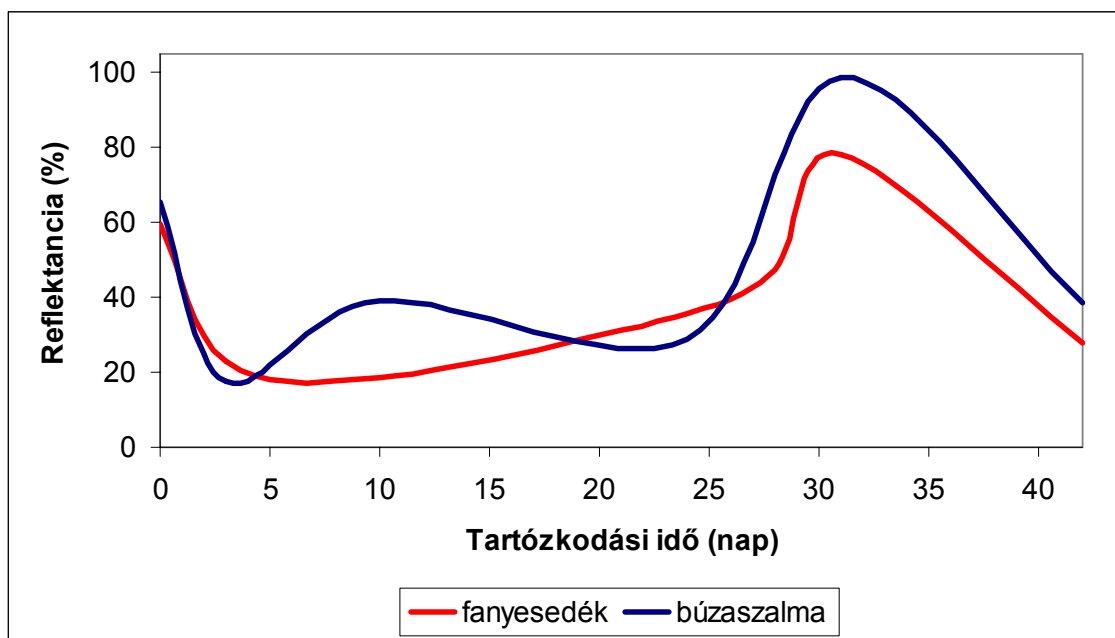
A degradáció során vizsgált, különböző hullámhosszokon számított reflektancia-értékeket szemlélteti az 55. ábra a fanyesedékkal beállított prizma esetében.



55. ábra. A vizsgált hullámhosszokon mért reflektancia-értékek változása a tartózkodási idő függvényében fanyesedékkal beállított prizma esetében

A reflektancia-értékek lefutása hasonló trendet mutat a vizsgált hullámhossztartománytól függetlenül, amelyet a görbék 0,97-0,99 között változó korrelációs együtthatója is igazol (10%-os hibahatár mellett). A trendet vizsgálva a reflektancia-értékek alapján a szerves anyagok degradációját szintén 4 folyamatra bonthatjuk. Az értékek változását a szerves anyagok eltérő fényvisszaverő tulajdonsága adja. A folyamat kezdeti szakaszában nagy mennyiségű, hosszú szénláncú, bonyolult szerves vegyület áll rendelkezésre, melyet a magas reflektancia is mutat. A második szakaszban az intenzív degradáció révén egyszerűbb vegyületek képződnek, amelyet az alacsonyabb reflektancia is alátámaszt. A harmadik szakaszban a humuszanyagok beépülésével ismét összetett szerves vegyületek képződnek, melynek hatására a reflektancia megemelkedik. A folyamat végén a humuszanyagok beépülésével a reflektancia ismét csökkent, ami a komposzt érettségére utal.

Mivel a görbék lefutása szinte megegyezik az egyes hullámhosszokon, ezért a búzaszalmával, valamint fanyesedékkal beállított prizmák reflektanciájának összehasonlításakor a vörös (645 nm) színtartományon tapasztaltakat szemléltetem (56. ábra).



56. ábra. A két prizmában 645 nanométeres hullámhosszon tapasztalt reflektancia-értékek változása a tartózkodási idő függvényében

A két prizma reflektanciájának változását összevetve megállapíthatjuk, hogy a görbék lefutása hasonló (a két adatsor korrelációs koefficiense 0,92; 10%-os hibahatár mellett), a 4 degradációs stádium mindkét esetben elkülöníthető.

A reflektancia alkalmazhatóságát a hőmérséklet-tendenciájával együttesen kiértékelt regressziós modell segítségével vizsgáltam. A modellben a 645 nm-en mért reflektancia-értékeket alkalmaztam. A vizsgált adatsorokra mindkét prizma esetében másodfokú polinom függvényt illeszthetünk. A modell r^2 értéke 0,72 (10%-os hibahatár mellett), amely közepesen erős összefüggésnek mondható, azaz a hőmérséklet változása összefügg a reflektancia változásával. A változás negatív előjelű (a korrelációs együttható -0,84), a hőmérséklet növekedése, azaz az intenzív degradáció a reflektancia csökkenését vonja maga után.

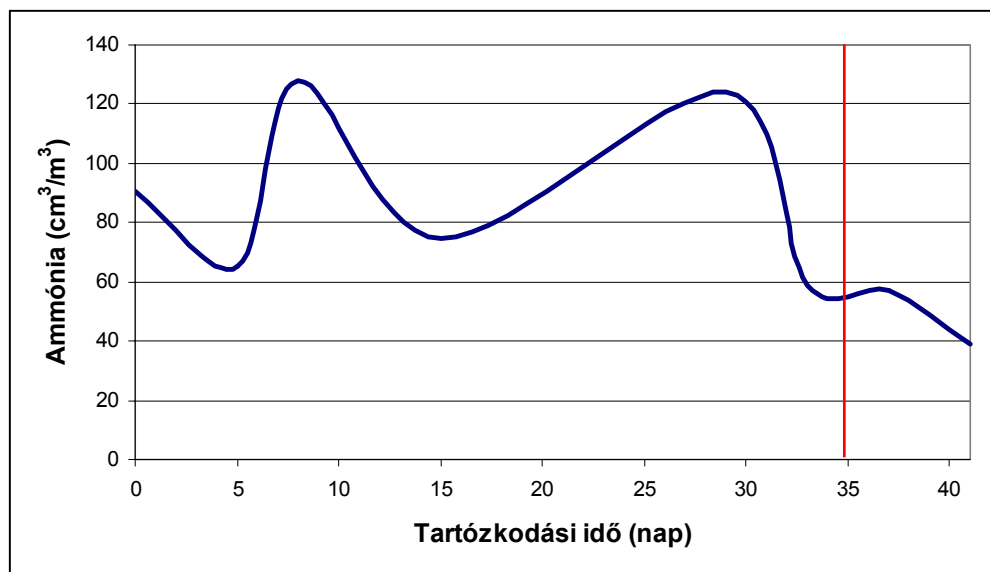
Galvez-Sola és munkatársai (2010) közeli infravörös spektroszkópiát, míg *Domeizel et al.* (2004) UV spektroszkópiát vizsgált a komposzt érettségének meghatározására. Mindkét kutatócsoport megállapította, hogy az alkalmazott módszerek megbízhatóságának növelése érdekében, azokat célszerű más mérési módszerekkel együttesen elvégezni. A reflektancia helyett az abszorbancia értékek felhasználását javasolják.

A kapott eredményeket összehasonlítva *Som et al.* (2009) vizsgálataival megállapíthatjuk, hogy bár eltérő alapanyagok kerültek felhasználásra, a kapott görbék lefutása hasonló a tartózkodási idő során. Fontos azonban megemlíteni, hogy az általam alkalmazott eljárás terepi, közvetlen meghatározást szolgál, míg az általuk vizsgált mérési módszer laboratóriumi körülmények között valósulhat meg.

4.10. A gáztartalom változása a tartózkodási idő folyamán

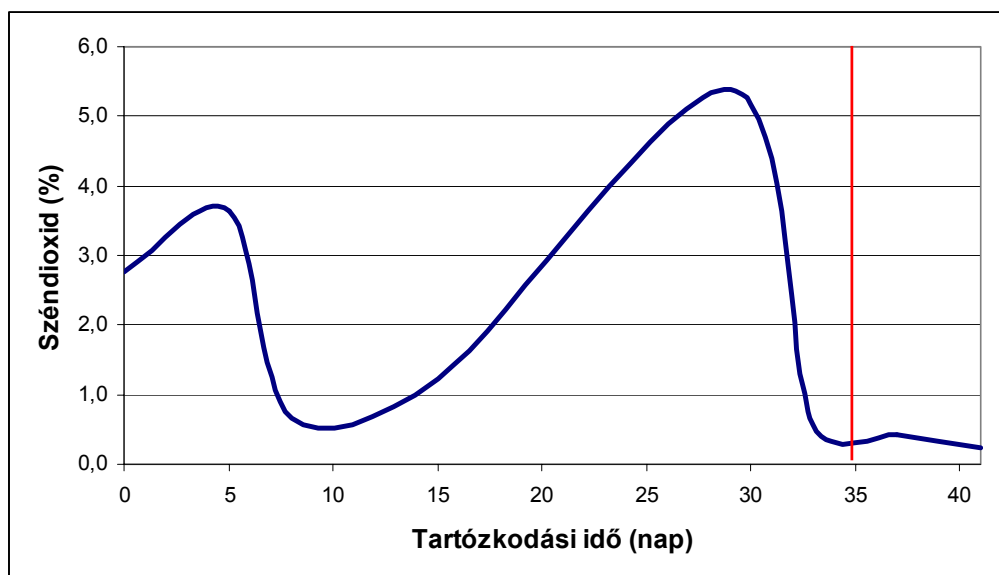
A komposzt pórusterében jelenlévő gázok mennyiségét számos paraméter befolyásolja (nedvességtartalom, hőmérséklet, C/N arány, homogenitás, stb.), azonban egyértelműen megállapítható, hogy a degradáció végső szakaszában a pórustér gázösszetétele állandó. Ennek alapján a belső gáztér szén-dioxid- és ammónia-tartalmának fokozatos csökkenése utal a komposzt érettségére, illetve stabilitására. A folyamat során a gáztartalom változását szennyvíziszap-fanyesedék, valamint búzaszalma és szennyvíziszap felhasználásával kialakított prizmák esetében vizsgáltam. A különböző mélységekben és magasságokban mért adatokat átlagoltam, majd a 4.8. fejezetben is bemutatott átlag-hőmérsékletváltozással vettem össze.

Az 57. ábra a fanyesedékre alapozott komposzt pórusterében mért ammónia-koncentráció változását szemlélteti a tartózkodási idő függvényében. A keletkező ammónia meghatározását elsősorban az aerob/anaerob viszonyok feltárása miatt alkalmaztam, azonban a keletkező ammónia mennyiségének fokozatos csökkenése a degradáció végső stádiumát, az érett komposzt kialakulását is igazolja. Az általam vizsgált, fanyesedék alapanyag felhasználásával kialakított prizma esetében a 35. napot követően mennyisége tovább nem növekedett.



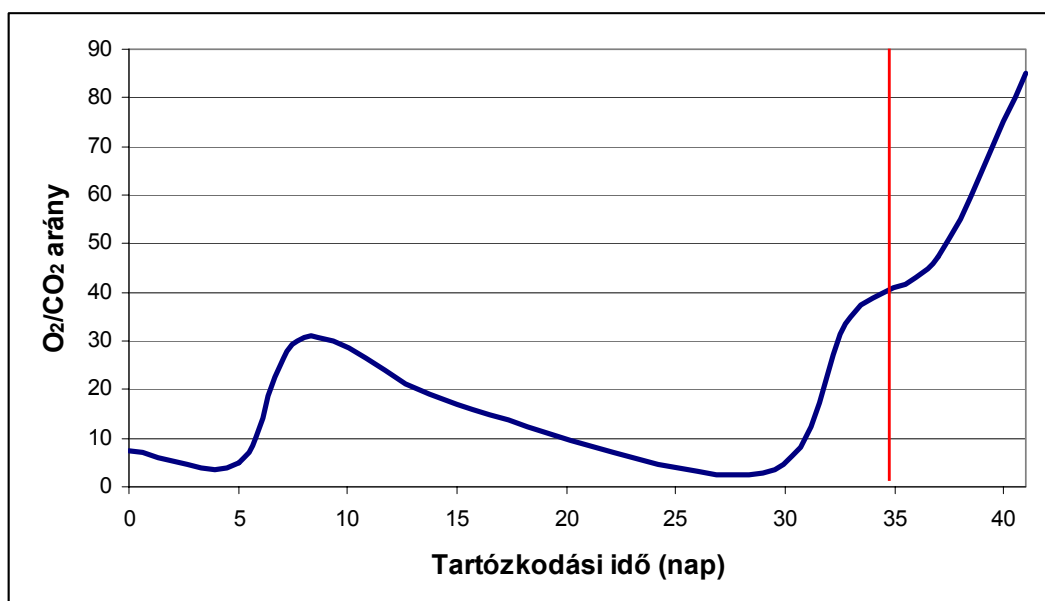
57. ábra. Az ammónia-koncentráció változása a tartózkodási idő során a fanyesedékkel beállított prizma esteében

Az ammónia-koncentráció változásához hasonlóan a *széndioxid-tartalom* sem változott számottevően a 35. napot követően, amely szintén a komposzt érettségét igazolja (58. ábra).



58. ábra. A szén-dioxid tartalom változása a tartózkodási idő során a fanyesedéssel beállított prizma esetében

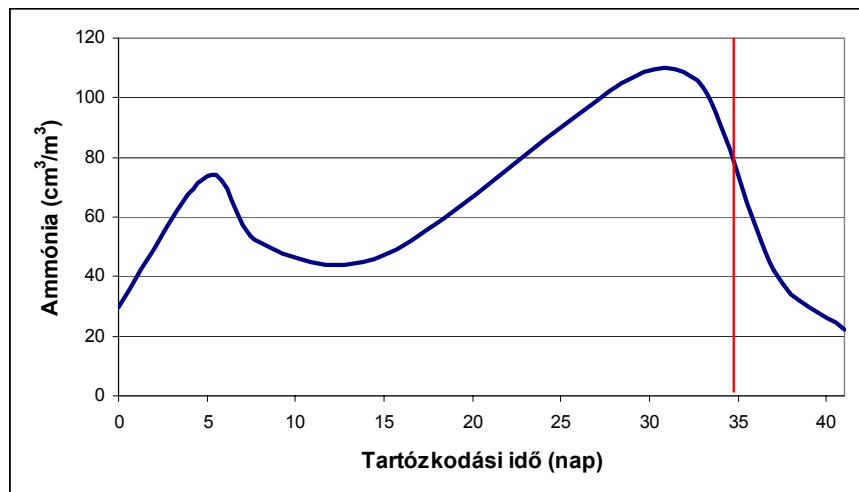
A folyamat végső szakaszában ráadásul az oxigén aránya is jelentősen megnövekedett a szén-dioxidhoz képest (59. ábra).



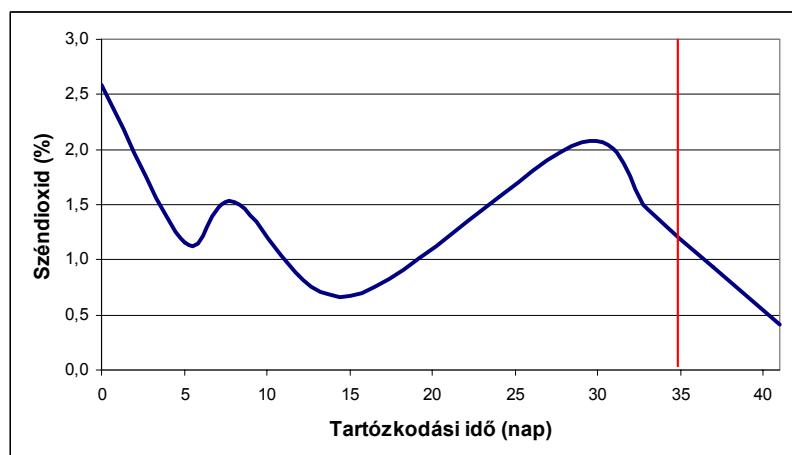
59. ábra. Az oxigén/szén-dioxid arány változása a tartózkodási idő során a fanyesedéssel beállított prizma esetében

A búzaszalmával beállított prizma esetében szintén a 35. nap bizonyult választónak a komposzt tulajdonságait illetően, ugyanis mind az ammónia, mind pedig a

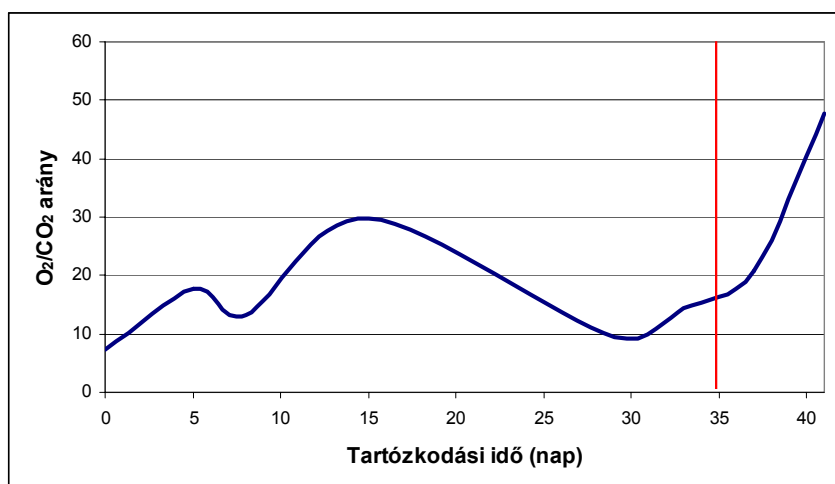
szén-dioxid koncentrációja csökkent a pórustérben, másrészt az oxigén mennyisége arányaiban növekedett a szén-dioxidhoz viszonyítva (60. a, b és c ábra).



60/a. ábra. Az ammónia-koncentráció változása a tartózkodási idő során a búzaszalmával beállított prizma esetében



60/b. ábra. A szén-dioxid tartalom változása a tartózkodási idő során a szalmával beállított prizma esetében



60/c. ábra. Az oxigén/szén-dioxid arány változása a tartózkodási idő során a szalmával beállított prizma esetében

A kapott adatokat összehasonlítottam a két prizmára jellemző hőmérséklet-változással is. Az adatok összevetéséhez regresszió-analízist alkalmaztam másodfokú polinom függvény segítségével 10%-os hibahatár mellett.

A vizsgált modell alapján az ammóniatartalom közepesen erős összefüggésbe hozható a hőmérséklettel. A fanyesedékkal beállított prizma esetében az r^2 érték 0,51, míg a búzaszalmával beállított prizma esetén 0,55 volt. Az összefüggés negatív előjelű, azaz a magasabb hőmérséklethez alacsonyabb ammónia-koncentráció párosult, ami aerob feltételek mellett igazolja a hatékony degradációt is.

Ezzel ellentétben a szén-dioxid, valamint a szén-dioxid és oxigén mennyiségéből származtatott oxigén/szén-dioxid arány esetében is szoros összefüggés mutatkozott (az r^2 érték fanyesedékkal beállított prizma esetében 0,76 és 0,72, míg a búzaszalmával beállított prizma esetében 0,78 és 0,91). A magasabb hőmérséklet nagyobb széndioxid-tartalommal hozható összefüggésbe, ami szintén a degradáció hatékonyságra utal.

Simándi és munkatársai (2007) főként élelmiszer hulladékokra alapozott intenzív, levegőztetett és prizmás komposztálási technológiát vizsgáltak. Eredményeik alapján megállapították, hogy a CO₂ keletkezése a prizmás komposztálás esetén szakaszos, ugyanakkor folyamatos csökkenés figyelhető meg a szén mennyiségében. A változást karbonsavak keletkezésével magyarázták. A szakaszos termelődés a szennyvíziszapra alapozott technológia esetében is megfigyelhető volt.

Kovács és munkatársai (2007) foglalkoztak a komposztérettség vizsgálatával önhevülési teszt és oxigénfogyasztás, szén-dioxid-termelés alapján. Az általuk

alkalmazott módszerek laboratóriumi körülmények között valósíthatóak meg, szemben a fent értékelt módszerrel. Megállapították, hogy a komposztálási folyamat végén érdemes érzékenyebb módszereket (respiráció) alkalmazni, amely megerősíti az általam kidolgozott módszer degradáció végén történő alkalmazását. A hőmérséklet, széndioxid és oxigén viszonyára vonatkozó összefüggéseket vizsgálataik is alátámasztják.

5. Következtetések, javaslatok

Kutatásaim célja egyrészt olyan szennyvíztisztítási, illetve állattenyésztési eredetű hulladékokra alapozott komposztálási technológiák vizsgálata volt, amelyek megoldást jelenthetnek a szennyvíziszap, valamint a vágóhídi hulladékok – tápanyagtartalmának és kedvező tulajdonságainak kihasználása mellett – környezetbarát elhelyezésének problémájára. Másik célom a lebomlási folyamatokat meghatározó paraméterek vizsgálatához olyan módszerek kidolgozása, fejlesztése volt, amelyek lehetővé teszik a degradációs folyamat nyomon követését, a komposztérettség meghatározását.

A vizsgálatok nagyobb hányada szennyvíziszapra alapozott, nyílt prizmás komposztálási technológia értékelését célozta, de kutatásaim részét képezte a vágóhídi hulladékokra alapozott, zárt, intenzív levegőztetett technológia elemzése is.

A nyílt prizmás technológia során az alapanyagok végtermékre gyakorolt hatásának vizsgálatához 5 komposztprizmát állítottam be. A végtermék és a kiindulási anyagok tulajdonságainak elemzését végeztem el. A kapott eredmények alapján megállapítható, hogy az egyes anyagkeverékekből közel állandó minőségű komposztot nyerhetünk. A különböző adalékanyagok nem befolyásolták számottevően a végtermék minőségét, azok tápanyag tartalma, valamint nehézfémekre vonatkozó hígító szerepe érvényesült. A végtermék tulajdonságai elsősorban a felhasznált szennyvíziszap jellemzőinek függvénye. Ennek megfelelően a komposzt-keverék kialakításakor a C/N arány és nedvességtartalom figyelembevételével a szennyvíziszap mennyiségét 50 v/v% körül kell maximalizálni. Az adalékanyagok mennyiségének teljes kezdeti bekeverése helyett célszerű a folyamatos hozzáadás, különösen a folyamat kezdeti szakaszában. A fűnyesedék magas nitrogéntartalmának köszönhetően kedvezően megemeli a prizma hőmérsékletét, ezért célszerű a folyamat kezdetén a szennyvíziszaphoz keverni. A folyamatos adagolással pedig a szervesanyag a mikroorganizmusok számára biztosított. A kapott végterméket magas réztartalma miatt célszerű rézben szegény talajon alkalmazni, illetve K-tartalmát valamilyen adalékanyag segítségével javítani (pl. zeolit).

Az érett komposztot tartalmazó prizma térfogata közel 30-40%-al csökkent, melynek oka két tényező együttes hatására vezethető vissza: a lebontási folyamatokra és a szubsztrát összeeséséből következő pórustér csökkenésre. A keverék szervesanyag-tartalma és nedvességtartalma közel 10-15%-kal csökkent a lebomlási folyamat végére.

Anyagmérleg-modell segítségével vizsgáltam a különböző keverékek degradációja során bekövetkező változásokat. A modellek alapján megállapíthatjuk, hogy a degradáció hatékonyságát, a keletkező szén-dioxid és vízgőz mennyiségét nem a szervesanyag mennyisége, hanem minősége és összetétele határozza meg. 100 g kiindulási anyagmennyiségre vetítve az egyes alapanyag-keverékekből képződő szén-dioxid és vízgőz mennyisége között az eltérés nem szembetűnő, ha viszont a ténylegesen felhasznált anyagmennyiségekkel számolunk az eltérés akár több száz kilogramm is lehet. A keletkező vízgőz és szén-dioxid megkötése, felhasználása és visszaforgatása a jövőbeni komposztálási technológiák egyik fő feladata.

A zárt komposztálási technológia vizsgálata során arra a következtetésre jutottam, hogy az ilyen nehezen bontható szervesanyagok degradációjára a tartózkodási idő túl rövid. Az ideális tartózkodási idő meghatározásához további vizsgálatok szükségesek. A folyamat során – a magas fehérjetartalom miatt – nagy mennyiségben keletkezik ammónia, ezért célszerű lenne az oxigén mennyisége mellett az ammónia-koncentráció mérése, illetve a prizma gyakori átkeverése.

Bíró és munkatársai (2007), valamint *Mézes et al. (2007, 2008)* foglalkoztak a magas keratintartalmú baromfitoll előkezelési technológiájának fejlesztésével. Eredményeiket felhasználva célszerűbb lenne a toll közvetlen bekeverése helyett, a baktériumos feltáráson átesett, előbontott toll alkalmazása a komposztkeverékben. *Herbel et al. (2007)* szintén a kétlépcsős (kertain-bontás és komposztálás) technológiát javasolja.

A keverési arány visszaellenőrzéséhez egy olyan módszert fejlesztettem ki, amely gyors, és közvetlenül a komposztból vett minták elemzését teszi lehetővé. A módszer reflektancia-méréseken alapul. A vizsgálat lehetőségét a felhasznált anyagok eltérő tulajdonsága adja. Az eredmények alapján megállapítható, hogy szennyvíziszap-repceszár komposztkeverék vizsgálatára az infravörös színtartományok a legalkalmasabbak, 60 v/v%-nál magasabb szennyvíziszap arány esetében azonban, nincsen elkülöníthető különbség a keverési arányra vonatkozóan egyik hullámhosszon sem. Ez számottevően nem befolyásolja a mérési módszer alkalmazhatóságát, ugyanis a gyakorlatban – a komposztálási folyamat maximális hatásfokának elérése érdekében – a keverékben a szennyvíziszap aránya nem haladja meg az 50 v/v%-ot. A repceszár arányának növekedése a reflektancia növekedését vonta maga után. A nedvességtartalom negatívan befolyásolja a reflektanciát, azaz a szárítást követően a reflektancia nő. A módszer száraz és nedves minták esetében is alkalmazható, azonban a

nedves minták elemzésekor nincs szükség a szárítás folyamatára, így közvetlenül a prizmából vett minták elemzésére nyílik lehetőség.

Statisztikai analízisek segítségével felállítható egy olyan modell, amely lehetőséget biztosít az ismeretlen keverési arányú minták összetételének meghatározására a reflektanciamérést követően. A kidolgozott regressziós egyenlet 5%-os hibahatáron belül alkalmazható. A felírt modell segítségével a komposztprizma különböző pontjaiból vett minták elemzésével vizsgálhatjuk a prizma homogenitását, így azonnali beavatkozást tesz lehetővé.

A nyílt komposztprizma homogenitásának vizsgálatára *ex situ* és *in situ* eljárásokat alkalmaztam. Az *ex situ* eljárásokat a C/N arány, a relatív nedvességtartalom, valamint a nehézfém-tartalom képezték. *In situ* eljárások a közvetlen ammónia-, szén-dioxid- és oxigénmérések voltak. A gázmérések megvalósításához kifejlesztettem egy olyan eszközt, amely a kazalhőmérőhöz hasonlóan azonnali mérést tesz lehetővé. Az adott OLDHAM MX21 hordozható, terepi gázanalizátort egy saválló acélból készült szondarúddal egészítettem ki. A mért gázok közül a szén-dioxid és oxigén együttes elemzése (oxigén/szén-dioxid arány) kedvezőbb. A kapott eredményeket grafikusán ábrázoltam, illetve Golden Software Surfer 9 szoftver segítségével izovonalas eloszlástérképeket készítettem.

A fent említett különböző vizsgálati módszereket és eredményeiket összehasonlítva elmondható, hogy az *ex situ* eljárások sok időt és mintát igényelnek, csakúgy, mint a szemcseeloszlás-vizsgálat. Az elemtartalom és C/N arány meghatározása költséges megoldás, speciális eszközre van szükség a kivitelezéshez, valamint a minták előkészítése egy összetett feladat. Az egyes elemek eloszlásgörbéi nem adnak képet a komposztprizmában lejároló folyamatokról sem. A nedvességtartalom eloszlásán alapuló mérés egyszerű és olcsó, kizárólag tömegmérést igényel. A minták előkészítése ebben az esetben nem okoz gondot, hiszen magába foglalja a mérést. A hibalehetőség az *ex situ* eljárások esetében viszonylag nagy, hiszen a mérés kivitelezéséig több lépés szükséges: mintavételezés, a minta szállítása, a minta előkészítése a vizsgálatokhoz. A mintavételezés ráadásul időigényes, illetve az egyes pontokból vett minták a feldolgozás idejében nem minden esetben tükrözik hűen a prizma tulajdonságait.

A leghatékonyabb eljárás a gázkoncentráció mérése. Bár speciális az eszközigénye, számos kedvező tulajdonsággal bír. A gázeloszlás mérése kiküszöböli a mintavételezés problémáját, hiszen a mérésre közvetlenül a prizmában kerül sor. A

közvetlen mérés azonnali beavatkozásra ad lehetőséget. Előnye továbbá, hogy az oxigén és ammónia mennyisége alátámasztják egymás értékeit, ezzel csökkentve a hiba lehetőségét.

A nyílt prizmás és az aktív levegőztetett technológia esetében a hőmérséklet és gáztartalom vizsgálatokor elvégeztem a prizmák hőterképezését is. A zárt technológia esetében a takarófólia miatt horizontális vizsgálatra nem volt lehetőség.

A zárt technológia esetében a komposztprizma, mind a mért gáztartalom, mind a hőmérséklet tekintetében vertikálisan 3 zónára osztható. Az alsó réteg hőmérsékletét a padozat, valamint a bejuttatott hideg levegő befolyásolja. A felső réteg hőmérsékletére a környezeti hőmérséklet van befolyásoló hatással. A középső zóna az intenzív lebomlás zónája. Az oxigén esetében kapott eredmények nem reálisak, mert a mérés pontosságát nagyban befolyásolta a beinjektált levegő oxigéntartalma.

A nyílt prizmás technológia esetében mind a gázösszetétel, mind a hőmérséklet alapján a prizmát 3 zónára oszthatjuk: a legalsó zónát a padozat, a legfelső zónát pedig a környezet hőmérséklete befolyásolja. A középső zóna tekinthető az intenzív bomlás zónájának. A hőmérséklet alapján a keresztmetszvény is 3 zónára osztható: egy külső „kéregzónára”, az intenzív lebomlás zónájára, illetve egy alacsonyabb hőmérsékletű „magzónára”. A prizma méretének optimalizálásával a belső „magzóna” mérete csökkenthető. Az ammóniatartalom a prizma belseje felé haladva nőtt, míg az oxigén és szén-dioxid aránya csökkent.

A nyílt prizmás komposztálási technológia során kialakított prizma felszíni hőmérsékletének értékelésére bevezettem a hőkamera alkalmazását. A hőkamera segítségével képet kaphatunk azokról a pontokról, ahol az adott komposzt-halomnak valamely tulajdonsága eltér. Az eltérés okainak feltárásához mintát vettem az eltérő és a felületre általánosan jellemző hőmérsékletű pontokból, és meghatároztam azok szervesanyag-tartalmát, C/N arányát és nedvességtartalmát. A felszíni hőmérséklet csak az izzítási veszteséggel mutatott szoros összefüggést, amely alapján megállapítható, hogy a hőmérsékletet befolyásolta a komposzt szervesanyag-tartalma. Közvetve a C/N arány és a nedvességtartalom is összefüggésbe hozható a felszín hőmérsékletével, amely alapján megállapíthatjuk, hogy az eltérő hőmérséklet a nem megfelelő keverés eredménye. A hőkamera alkalmazásával, az eltérő hőmérsékletű pontok feltárásával nincs szükség a teljes prizma átkeverésére.

Megállíptottam, hogy a hőmérséklet alapján négy degradációs stádiumra osztható lebomlási folyamat három matematikai függvénnyel írható le: az első és negyedik

szakasz egy-egy exponenciális függvénnyel (melyek előjele ellentétes), a második és harmadik szakasz pedig egy harmadfokú függvénnyel, melynek inflexiós pontja a két szakasz határpontját adja.

Megvizsgáltam, hogy a felszín hőmérsékletének eloszlása milyen módon befolyásolja a belső rétegek hőmérsékletét. Az összehasonlítást megelőzően szükség volt egy olyan feldolgozási módszer kifejlesztésére, amellyel a hőfelvételek pixelértékeihez a hőmérséklet hozzárendelhető. A felszíni hőmérséklet eloszlása hatással van a prizma belső hőmérsékletére is az alkalmazott adalékanyag felhasználásától függően. A fanyesedékkal kialakított prizma esetében kialakul egy 20-30 cm vastag kéreg, aminek hatására a belső hőmérséklet nem igazodik a felszín hőváltozásaihoz. A búzaszalmával beállított prizma belső hőmérséklete 60 cm-es vastagságig szorosan összefügg a felszín hőmérsékletével. A hőkamera beszerzése költséges, ezért alkalmazása több telep összefogása esetén javasolt.

A komposztérettség meghatározásához olyan módszert dolgoztam ki, amely egyrészt közvetlenül megvalósítható, másrészt kivitelezése gyors és gazdaságos. Az érettség meghatározásához reflektancia-méréseket és gáztartalom-vizsgálatokat alkalmaztam.

A prizmák hőmérséklete, illetve reflektanciája alapján is 4 degradációs szakaszt különíthetünk el. A reflektancia változása a hőmérséklettel ellentétes irányú. Ennek oka, hogy az intenzív degradáció a hőmérséklet emelkedését eredményezi, viszont a szénláncok szétesésével a reflektancia csökken. A prizmák degradációs görbéit összehasonlítva nem tapasztaltam szignifikáns különbséget. A vizsgált hullámhossz-tartományok között nem volt számottevő különbség, ezért azok közül bármelyik alkalmazása megfelelő a reflektancia értékelésére.

A reflektancia, valamint a hőmérséklet felhasználásával készített másodfokú regressziós függvény alapján megállapíthatjuk, hogy a reflektancia-analízis hatékonyan és gyorsan alkalmazható a komposztérettség meghatározására szennyvíziszapra alapozott nyílt prizmás komposztálási technológia esetén. Célszerű azonban a hőmérséklet mérése mellett párhuzamosan elvégezni, így a két eljárás együttes alkalmazásával biztosabb eredményt kapunk az érettségi állapotra vonatkozóan. A mérések gyakoriságát a degradációs folyamat második szakaszában (25. naptól) célszerű növelni, mert a reflektancia növekedését, majd újbóli csökkenését tapasztalva következtethetünk a humuszanyagok beépülésére, az érett komposzt kialakulására.

A vizsgált ammónia, szén-dioxid és oxigén görbéi alapján a 4 érési stádiumot nem tudjuk élesen elkülöníteni, azonban a degradáció végső stádiumára jellemző folyamatos ammónia és szén-dioxid-csökkenés az érett komposzt kialakulására utal. Az eredmények alapján tehát, a reflektancia-mérésekhez hasonlóan, célszerű a gázméréseket is sűríteni a lebomlás utolsó szakaszában. A gázok folyamatos mérése egyrészt a homogenitás, másrészt az aerob/anaerob viszonyok feltárása miatt javasolt.

6. Eredmények értékelése

6.1. Új tudományos eredmények

- 1) A degradáció során bekövetkező hőmérsékletváltozás 3 matematikai függvénnyel írható le: a bevezető szakaszt exponenciális függvénnyel, a lebomlási és átalakulási szakaszt együttesen egy harmadfokú függvénnyel, az érési szakaszt pedig szintén exponenciális függvénnyel jellemezhetjük. A lebomlási szakasz végének, illetve az átalakulási szakasz kezdetének időpontját a harmadfokú függvény inflexiós pontja jellemzi. Az érési szakasz exponenciális függvénye egy lineáris függvény felé konvergál, melynek értéke az aktuális környezeti hőmérséklettel egyezik meg.
- 2) Nyílt prizmás komposztálási technológia esetében az oxigén-szén-dioxid arány folyamatosan csökken a prizma belső rétegei felé haladva. Az ammónia-koncentráció ezzel fordítottan arányosan változik. A vertikális zónáció az ammónia, a szén-dioxid és az oxigén mennyisége alapján is megfigyelhető. A vertikális rétegződés zárt komposztálási technológia esetén is kialakul. Az ammónia-koncentráció változása közepesen erős összefüggést mutat a hőmérsékletváltozással. Szoros az összefüggés a belső hőmérséklet, valamint a széndioxid-tartalom között. A szén-dioxid koncentráció a hőmérséklet növekedésével nő.
- 3) A reflektancia alapján a degradáció, a hőmérsékletre hasonlóan 4 érési szakaszra osztható. A reflektancia változása összefügg a hőmérséklettel, a hőmérséklet növekedése a reflektancia csökkenését eredményezi.

6.2. Az eredmények gyakorlati alkalmazhatósága

- 1) A nyílt prizmás technológia esetén a keverési arányok kialakításakor elsősorban a szennyvíziszap tulajdonságait kell figyelembe venni a nedvességtartalom és C/N arány mellett. A szennyvíziszap felhasználási aránya, ahhoz hogy megfelelő minőségű végterméket nyerjünk, a kapott eredmények alapján maximum 50 v/v%.
- 2) A vizsgált zárt technológia esetén a tartózkodási idő rövid. A prizma gyakoribb átkeverésének segítségével a keletkező ammónia mennyisége

csökkenthető. Célszerű az oxigén mellett a keletkező ammónia és széndioxid mennyiségét is folyamatosan nyomon követni.

- 3) Kifejlesztettem egy olyan eszközt, amelynek segítségével a gáztartalom közvetlenül mérhető a komposztprizma belsejében. Az így mért gázok segítségével lehetőség van a folyamat nyomon követésére, a homogenitás vizsgálatára és a komposztérettség meghatározására.
- 4) A reflektancia mérésével, illetve az elkészített regressziós egyenlettel a prizmából közvetlenül vett minták keverési aránya, így a prizma homogenitása meghatározható.
- 5) Az alkalmazott homogenitás-vizsgálati eljárások lehetővé teszik a komposzt ellenőrzését. Az elemzett eljárások közül az *in situ* gázmérések alkalmazása javasolt. Az *ex situ* eljárások közül a relatív nedvességtartalom mérése jelenthet megoldást, mert a mérés magába foglalja a minta-előkészítést is.
- 6) Bevezettem a hőkamera alkalmazását a nyílt komposztprizmák felületi hőmérsékletének vizsgálatára. A hőfelvételek segítségével lehetőség van az eltérő tulajdonságú pontok feltárására, így nincs szükség a teljes prizma átkeverésére. A hőfelvételezés eszközigénye költséges, ezért alkalmazása több telep összefogása esetén javasolt.
- 7) A reflektancia, illetve a gáztartalom folyamatos és közvetlen mérésével képet kaphatunk a komposzt érettségéről. A méréseket célszerű a degradáció végén gyakrabban elvégezni. Célszerű az ammónia és az oxigén egyidejű mérése.

7. Összefoglalás

A hazai és nemzetközi jogszabályi szigorodásoknak megfelelően csökkenteni kell a biológiailag bontható, szerves anyagban gazdag hulladékok depóniákban történő elhelyezését. A jogszabályi elvárásoknak eleget téve a keletkező szerves hulladékokat a mezőgazdaságban, a biogáztermelés során, vagy komposzt-előállításra érdemes felhasználni. Az szennyvíziszap, illetve az állati eredetű hulladék jelentős tápanyag-potenciállal rendelkezik, de közvetlen mezőgazdasági felhasználásukat kedvezőtlen tulajdonsága (nehézfém tartalom, fertőzőképesség, stb.) korlátozhatja.

Az általam vizsgált két komposztálási technológia, a szennyvíziszapra alapozott nyílt prizmás, illetve az állati eredetű hulladékokra alapozott intenzív levegőztetett technológia megoldást jelenthet a fent említett hulladékok ártalmatlanítására, ráadásul az optimális degradációs feltételek biztosításával egy olyan végterméket nyerhetünk, amely a tápanyag-körforgalomban alkalmazható.

Dolgozatomban a különböző keverési arányok végtermékre és degradációra gyakorolt hatását hasonlítottam össze, illetve olyan mérési módszereket vizsgáltam, amelyek hatékonyan, gyorsan és *in situ* nyújtanak információt a degradációs folyamatokról, illetve a komposzt állapotáról.

A különböző keverési arányok vizsgálata

A nyílt prizmás technológia során a szennyvíziszap mellett, fűrészport, fanyesedéket, fűaprítékot, búzaszalmát és repceszalmát alkalmaztam adalékanyagként. Egyes keverékekhez mikrobiális oltóanyagot is felhasználtam.

Az egyes keverékekből nyert végtermékek tulajdonságait összehasonlítva megállapítottam, hogy a végterméket elsősorban a szennyvíziszap beltartalmi mutatói befolyásolják. Elmondható, hogy a végtermék viszonylag állandó tulajdonságokkal rendelkezik a felhasznált adalékanyagoktól függetlenül, azaz kijuttatása jól tervezhető. Tápanyag tartalmát tekintve azonban kálium-kiegészítésre szorul.

A degradációs folyamatok elemzésére az egyes alapanyagok empirikus képleteit felhasználva anyagmérlegmodellt készítettem. A gyakorlati mérések alapján a modellben 50%-os degradációs hatásfokot feltételeztem, azaz a kiindulási szerves anyag 50%-a degradálódik, 50%-ból új biomassza képződik. A hamutartalom a degradáció

során nem változik. A különböző keverékek szervesanyag- és nedvességtartalmát az egyes alapanyagok mennyiségének súlyozott arányával számítottam ki. Az egyes keverékek anyagmérlegeit egymással és a szennyvíziszap anyagmérlegével hasonlítottam össze.

Az anyagmérleg modellek alapján megállapítható, hogy a degradációt elsősorban nem a szerves anyag mennyisége, hanem annak minősége határozza meg. A kiindulási alapanyag 100 g-jára vetítve nem tapasztalhatóak nagy eltérések a keletkező vízgőz és szén-dioxid mennyiségében, ha azonban a ténylegesen bekevert mennyiségeket hasonlítjuk össze, az eltérés akár több száz kilogramm is lehet.

A hőmérséklet és gázviszonyok változása a prizma belsejében

A nyílt prizmás komposztálási technológia esetében vízszintesen és függőlegesen is vizsgáltam a hőmérséklet és gáztartalom változását a prizma keresztshelvényében. A zárt technológia esetében a takarófolia kiképzése miatt csak függőlegesen volt lehetőség az eloszlás vizsgálatára. A hőmérséklet mérése kazalhőmérővel, míg a belső gázkoncentráció vizsgálata, egy az Intézetünk által, speciálisan erre a célra kifejlesztett, saválló mérőruddal felszerelt gázanalizátorral történt.

Az eredmények alapján mind a nyílt, mind pedig a zárt technológia esetén a komposztprizma függőlegesen három zónára osztható: egy alacsonyabb hőmérsékletű alsó zónára, melyet a padozat – zárt technológia esetén a padozat és a bejuttatott levegő – hőmérséklete befolyásol; egy középső magas hőmérsékletű zónára, amely az intenzív lebontás színtere; illetve egy felső alacsonyabb hőmérsékletű zónára, amely a környezet hőmérsékletéhez igazodik.

A nyílt prizmás technológia esetében a prizma keresztshelvénye vízszintesen is 3 zónára osztható: egy külső kéregzónára, az intenzív lebomlás zónájára, illetve egy alacsonyabb hőmérsékletű magzónára.

A nyílt prizmás technológia esetében vizsgáltam a felszín hőmérsékletét, illetve a felszíni hőmérséklet eloszlását is hőkamera segítségével. A felszín hőeloszlását a belső rétegek hőmérsékletével hasonlítottam össze. A fanyesedékkal beállított prizma esetében az eloszlás csak a prizma felsőbb rétegében figyelhető meg, a mélyebb rétegekben más hőmérsékletet tapasztaltam. A búzaszalmával beállított prizma esetén a hőmérséklet eloszlása 60 cm mélységig igazodott a felszíni hőmérséklethez.

A felszíni hófelvételek felhasználásával vizsgáltam az eltérő hőmérsékletű pontok kialakulásának okait is. Az eltérő hőmérsékletet közvetlenül az izzítási veszteség, közvetett módon pedig a relatív nedvességtartalom és a C/N arány befolyásolta.

***Ex situ* és *in situ* homogenitás-vizsgálati eljárások összehasonlítása**

A komposzt-homogenitás az állandó összetételű, stabil végtermék előállításának egyik feltétele. Kutatásom során három *ex situ* – nedvességtartalom, C/N arány, nehézfém-tartalom mérése – és három *in situ* – oxigén-, ammónia- és szén-dioxid-koncentráció mérése – eljárást vizsgáltam.

A *ex situ* vizsgálatok alkalmazásának alapját az anyagkeverékben felhasznált szennyvíziszap és fűrészpor eltérő tulajdonsága adja. A kapott eredmények alapján megállapítható, hogy mind az *ex situ*, mind az *in situ* eljárások alkalmazhatóak a prizma homogenitásának vizsgálatára, azonban a közvetlen *in situ* módszerek használata javasolt. Az *ex situ* vizsgálatok esetében ugyanis a mintavétel, illetve a laboratóriumi mérés helye és ideje különböző – a mérések elvégzéséhez min. 24 óra szükséges. A gázmérések előnye továbbá, hogy az ammónia-koncentráció, illetve az oxigén-szén-dioxid arány értéke egymást alátámasztja, ráadásul a gázkoncentráció mérésével a degradáció állapotáról is képet kaphatunk.

A reflektancia keverési arány meghatározásában betöltött szerepét is vizsgáltam. Az eredmények alapján a 735-940 nm-es hullámhossztartományok alkalmasak a keverési arány ellenőrzésére, így a kapott regressziós egyenlet felhasználásával a reflektancia, mint új *in situ* eljárás is alkalmazható a homogenitás vizsgálatára.

A degradációs folyamat nyomon követése, a komposztérettség meghatározása

A degradáció nyomon követésére a hőmérséklet mérése mellett, a reflektancia, illetve a különböző gázok koncentrációjának mérését alkalmaztam. A mérések célja a reflektancia, illetve a gáz-koncentráció komposztérettség-meghatározásban betöltött szerepének feltárása volt.

A hőmérséklet-változás görbéjének matematikai vizsgálata során megállapítottam, hogy a degradáció 3 matematikai függvénnyel írható le. Feltártam az egyes görbék értelmezési tartományát, illetve a 2. függvény esetében azt az inflexiós pontot, amely a lebomlási és átalakulási szakasz határát jelöli.

A reflektancia alapján a komposzt degradációja szintén 4 szakaszra osztható, de alkalmazása a degradáció utolsó fázisában (25. naptól kezdődően) a hőmérséklet mérésével kiegészítve javasolt.

Az egyes gázkomponensek mérése szintén a degradáció végső szakaszában javasolt, ugyanis a degradáció lezajlásával a póruster összetétele számottevően nem változik.

8. Summary

Due to the restrictions of the national and international legislation the deposition of the biodegradable organic wastes has to be reduced. Fulfilling the demands of law the produced organic wastes are recommended to be utilized in agriculture, biogas-production or composting. Sewage sludge and animal wastes have a good nutrient-potential, but their direct agricultural use is limited by their disadvantageous characteristics (heavy metal content, fertility, etc.).

The examined two composting technologies – the open air windrow composting based on sewage sludge and the active aerated composting based on animal wastes may give a solution for the disposal of these wastes. Furthermore, with ensuring the optimal degradation conditions we can gain a final product that can be used in nutrient-cycle.

In my dissertation I compared the effects of various compost mixtures on the characteristics of the final product. I examined measurement methods that can be used effectively, fast and on-site and give information of the degradation processes and compost maturity.

Examination of various mixing rates

During the open air windrow composting sawdust, wood-clipping, grass-cutting, straw and rape-straw were used as bulking agents next to the sewage sludge. I gave microbial inoculum to some mixtures too.

Comparing the characteristics of the produced final materials I concluded the characters of the final products are mainly determined by the properties of the used sewage sludge. The final product has relatively stable characteristics independently of the used bulking agents which makes the agricultural utilization is easy to plan. The potassium content needs supply.

To analyze the degradation processes I built up a mass-balance model based on the empirical formulas of the used materials. According to the practical measurements 50% degradation efficiency was assumed. That means 50% of the starting organic matter was degraded and from the other half new biomass was produced. The ash content did not change during the degradation. The organic matter content and the moisture content were calculated from the weighted rate of the amount of used raw materials. The mass-balances were compared to each others and the model in which only sewage sludge was used.

According to the mass-balance models we can conclude the degradation is not mainly determined by the quantity of the organic material but the quality. There were no considerable differences if we compared the output water vapour and carbon-dioxide to the 100 g unity of the input material. But, if we calculate with the real amount of the input raw materials the differences can be more hundred kilograms.

Changes of temperature and gas-concentration in the prism

In the case of the open air windrow composting I examined the changes of temperature and gases horizontally and vertically in the cross-section. In the case of the active aerated technology I could only measure the temperature and gases vertically because the GoreTEX coverage only has one possible point to measure. The temperature was measured with a stick thermometer while the gasconcentrations were determined with a gas-analyzer which was supplied a special stainless steel, acid-proof pole which was invented by our institute.

According to the results in both technologies the compost pile vertically can be divided into three zones: a zone with lower temperature at the bottom- which is affected by the temperature of the floor and the aeration system; a central zone, which is the place of the intensive degradation; and an upper zone with lower temperature, which is affected by the temperature of the environment.

In the case of the open air windrow composting the cross-section horizontally can be divided into three zones too – an upper crust-zone, a central zone, which is the place of the intensive degradation and an inner core-zone.

The surface temperature and the distribution of the surface temperature were also examined with a thermo-camera in the case of open air windrow composting. I compared the surface temperature distribution with the distribution of the inner layers.

In the prism in which we used wood-clipping as bulking agent the distribution was equal only in the upper 20 cm, the distribution of the temperature was different closer to the core. In the prism in which we used straw the temperature distribution was quite the same until 60 cm depth.

I analyzed the causes of different surface temperature. The temperature was directly affected by the loss on ignition directly and by the relative moisture content and the C/N ratio intermediately.

Comparison of different *ex situ* and *in situ* homogeneity determination methods

The compost homogeneity is one of the basic conditions to produce a final product with stable characteristics. During our research I examined three *ex situ* – moisture content, C/N ratio, element-content – and three *in situ* – ammonia, oxygen and carbon dioxide concentration – measurement methods.

The basis of the *ex situ* determination methods is given by the different characteristics of the used raw materials. According to the given results the *ex situ* and *in situ* measurements also can be used to examine homogeneity, but the *in situ* measurements are recommended. During the *ex situ* measurements the sampling and the analyses elaborated at different places – the measurements and sample preparation need at least 24 hours. In spite of this, the gas-measurements take place *on site*, the results of ammonia concentration and oxygen carbon dioxide ratio support each other and we receive an overview of the state of compost maturity.

I also analyzed the role of reflectance during the evaluation of mixing rate. Based on the results the wavelengths between 735 and 940 nm are suitable for checking the mixing rate. With the regression equation the reflectance can be used as a new *in situ* homogeneity determination method.

Examination of the degradation process, evaluation of compost maturity

To follow the degradation process next to the measurement of temperature I used reflectance and gas concentration analyses. The aim of the researches was the exploration of the role of reflectance and gas-concentration in maturity determination.

During the mathematical examination of the chart of temperature I concluded the degradation can be characterize with three functions. I introduced domains of the

functions and the inflexion-point of the second function which is the edge of the degradation and the conversion period.

Based on the reflectance the degradation of the compost can be divided into three periods. Its utilization is suggested in the final period of the biodegradation supplied with temperature measurement.

The measure of gas components is also suggested during the last period of degradation because at the end of the degradation the gas-components of the pore do not change considerably.

8. Felhasznált irodalom

1. *Adani, F. - Gonfalonieri, R. - Tambone, F.:* 2004. Dynamic respiration index as descriptor of the biological stability of organic wastes. *Journal of Environmental Quality*. 33. 1866–1876.
2. *Ahn, H.K. - Richard, T.L. - Glanville, T.D.:* 2008. Laboratory determination of compost physical parameters for modeling of airflow characteristics. *Waste Management*. 28. 660–670.
3. *Aleksza L. - Dér S.:* 1998. A komposztálás elméleti és gyakorlati alapjai. Bioszaktanácsadó Bt. Gödöllő.
4. *Aleksza L.:* 2002. A nitrogén mineralizáció és transzformáció elemzése a komposztálás folyamata és a végtermék felhasználása során. Doktori értekezés. Szent István Egyetem. Gödöllő.
5. *Amlinger, F. - Favoino, E. - Pollak, M.:* 2004. Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilisers, Compost – Consulting and Development, Technical Office for Agriculture, Bécs, Ausztria. 60-65.
6. *Arnot, J.M. – McNeill, J.D. – Wallis, B.F.J.:* 1989. Operation experiences of sludge application to forest site sin Southern Scotland. [In: Hall, J.E. (szerk). *Alternative uses for sewage sludge.*]. Pergamon Press. England. 139-154.
7. *Atkinson, P.M. - Lloyd, C.D.:* 2007. Non-stationary variogram models for geostatistical sampling optimisation: An empirical investigation using elevation data. *Computers & Geosciences*. 33. 1285–1300.
8. *Baffi, C. - Dell'Abate, M.T. - Nassisi, A. - Silva, S. - Benedetti, A. - Genevini, P.G. - Adani, F.:* 2004. Determination of biological stability in compost: A comparison of methodologies. *Soil Biology & Biochemistry*. 39. 1284–1293.
9. *Bakos F.:* 1994. Idegen szavak és kifejezések kézis�ótára, Akadémiai Kiadó. Budapest.
10. *Baranyai Zs. - Takács I.:* 2007. A rendszerváltás hatása a mezőgazdasági termelés hatékonyságára Magyarországon. AVA Nemzetközi Konferencia. Debrecen. Konferencia CD. 1-15.
11. *Baria, Q.H. - Koenig, A.:* 2001. Effect of air recirculation and reuse on composting of organic solid waste. *Resources, Conservation and Recycling*. 33:2. 93–111.

12. *Barótfi I.*: 2000. Környezettechnika. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
13. *Bayes, C.D. – Taylor, C.M.A. – Moffat, A.J.*: 1989. Sewage sludge utilisation in forestry: the UK research programme. [In: Hall, J.E. (szerk). Alternative uses for sewage sludge.]. Pergamon Press. England. 115-138.
14. *Beck-Friis, B. - Smårs, S. - Jönsson, H. - Eklind, Y. - Kirchmann, H.*: 2003. Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: gaining an understanding of the emission dynamics. *Compost Science and Utilization*. 11. 1: 41–50.
15. *Benedek P.*: 1990. Biotechnológia a környezetvédelemben. Műszaki Könyvkiadó. Budapest. 222-236.
16. *Bernal, M.P. - Alburquerque, J.A. - Moral, R.*: 2008. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*. 100. 22: 5444-5453.
17. *Bhat, M.K.*: 2000. Cellulases and related enzymes in biotechnology. *Biotechnology Advances*. 18. 355-383.
18. *Bidlingmaier, W.*: 1983. Das wesen der kompostierung von siedlungsabfällen. [In: Hösel, G., Bilitewski, B., Schenkel, W. and Schnurer, H (szerk.). Müll-Handbuch V. KZ 5305.] Erich Schmidt Verlag. Berlin. 1-23.
19. *Bíró T. - Mézes L. - Tamás J.*: 2007. The examination of poultry feather digestibility for biogas production. *Cereal Research Communications*. 35. 2: 269-272.
20. *Blanco, M.J. - Almendros, G.*: 1994. Maturity assessment of wheat straw compost by thermogravimetric analysis. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 42. 2454–2459.
21. *Boldrin, A. - Andersen, J. K. - Moller, J. - Christensen, T.H. - Favoino, E.*: 2009. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management*. 27:8. 800-812.
22. *Boross L. - Sajgó M.*: 1993. A biokémiai alapjai. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
23. *Bueno, P. - Tapias, R. - López, F. - Díaz, M.J.*: 2007. Optimizing composting parameters for nitrogen conservation in composting. *Bioresource Technology*. 99. 5069–5077.
24. *Cadena, E. - Colon, J. - Artola, A. - Sánchez, A. - Font, X.*: 2009. Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 14. 401–410.

25. *Chefetz, B. - Hatcher, P.G. - Hadar, Y. - Chen, Y.:* 1996. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality*. 25. 776-785.
26. *Chroni, C. - Kyriacou, A. - Georgaki, I. - Manios, T. - Kotsou, M. - Lasaridi, K.:* 2009. Microbial characterization during composting of biowaste. *Waste Management*. 29. 1520–1525.
27. *Csitári G.:* 2003. Mikrobiológia. Pannon Egyetem. Keszthely.
28. *De Bertoldi, M.D. - Vallini, G. - Pera, A.:* 1983. The biology of composting. *Waste Management and Research*. 1. 157–176.
29. *Dér S.:* 2003. A komposztálás során bekövetkező szerves anyag átalakulás vizsgálata forró vizes kivonatok felhasználásával. Doktori Értekezés. Szent István Egyetem. Gödöllő.
30. *Dér S.:* 2008. Komposztot a szennyvíziszapból! -új beruházás a Délkomp Kft-nél Biohulladék. 3. 1.
31. *De Oliveira, S.C. - Provenzano, M.R. - Silva, M.R.S. - Senesi, N.:* 2002. Maturity degree of composts from municipal solid wastes evaluated by differential scanning calorimetry. *Environmental Technology*. 23. 1099–1105.
32. *Dienes D.:* 2006. Celluláz enzimek hatása a szekunderrostok tulajdonságaira. Doktori értekezés. Budapesti Műszaki Egyetem. Budapest.
33. *Dobos E.:* 1999. Talajtan. Ökológiai Intézet a Fenntartható Fejlődésért Alapítvány. Miskolc.
34. *Domezil, M. – Khalail, A. – Prudent, P.:* 2004. UV spectroscopy: a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost. *Bioresource Technology*. 94:2. 177-184.
35. *Dominguez, J.:* 2004. State-of-the-art and new perspectives on vermicomposting research. [In: Edwards, C.A. (szerk.) *Earthworm Ecology*, second ed.]. CRC Press LLC. Boca Raton. USA. 401–424.
36. *Elfoughi A. - Benedek Sz. - Bayoumi H.H.E.A.F. - Füleky GY.:* 2010. Komposzttrágyázás hatásának vizsgálata a talaj tápelem-szolgáltató képességére. *Agrokémia és Talajtan*. 59. 2: 315-328.
37. *Epstein, E.:* 1997. *The Science of Composting*, Technomic Publishing Company. Pennsylvania. 487.

38. *Fábián Z.*: 2008. Konyhai hulladékok alternatív hasznosításának lehetőségei. Diplomadolgozat. Debreceni Egyetem. Debrecen.
39. *Fernandes, L. – Zhan, W. – Patni, N. K. Jui, P. Y.*: 1994. Temperature distribution and variation in passively aerated static compost piles. *Bioresource Technology*. 48:3. 257-263.
40. *Filep Gy.*: 1995. Talajvizsgálat. Egyetemi jegyzet. Debreceni Egyetem.
41. *Filep Gy.*: 1999. Talajtani alapismeretek I. Általános talajtan. DATE Mezőgazdaságtudományi Kar. Debrecen. 64. (Kari Jegyzet)
42. *Finstein, M. S.*: 1992. Composting in the context of municipal solid waste management. [In: Mitchell, R. (szerk.). *Environmental Microbiology*]. 355-374.
43. *Fong, M. - Wong, J.W.C. - Wong, M.H.*: 1999. Review on evaluation of compost maturity and stability of solid waste. *Shanghai Environmental Science*. 18.2: 91–93.
44. *Forró E.*: 1998. A komposztálási eljárások biológiai és talajtani alapjai. Öko-Fórum Alapítvány. Budapest. 3-13.
45. *Frederickson, J. - Butt, K. R. - Morris, M. R.*: 1997. Combining vermiculture with traditional green waste composting systems. *Soil Biology/Biochemistry* 29. 3/4: 725-730.
46. *Frost, R.C. – Bruce, A.M.*: 1989. Energy from sludge. [In: Hall, J.E. (szerk.). *Alternative uses for sewage sludge*]. Pergamon Press. England. 323-342.
47. *Furhacker, M. - Haberl, R.*: 1995. Composting of sewage sludge in a rotating vessel. *Water Science and Technology*. 32. 11: 121-125.
48. *Füle L.*: 1996. A geoinformációs rendszerek alkalmazása a szennyvíziszap-elhelyezésben Balatonfüzfő térségében. *Agrokémia és Talajtan*. 45. 3-4: 279-294.
49. *Gallenkamper, B. - Becker, G. - Kötter, A.*: 1993. Criteria for judging the decomposition maturity of biowaste compost. [In: Conference report, Ministry for Research and Development (BMFT)]. 22–23.
50. *Galvez-Sola, L. – Moral, R. – Perez-Murcia, M.D. – Perez-Espinosa, A. – Bustamante, M.A. – Martinez-Sabater, E. – Paredes, C.*: 2010. The potential of near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) for the estimation of

- agroindustrial compost quality. *Science of The Total Environment*. 408:6. 1414-1421.
51. Gao, M. - Liang, F. - Yu, A. - Li, B. - Yang, L.: 2010a. Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere*. 78. 614–619.
 52. Gao, M. - Li, B. - Yu, A. - Liang, F. - Yang, L. - Sun, X.: 2010b. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. *Bioresource Technology*. 101. 1899–1903.
 53. Gazi, A.V. - Kyriacou, A. - Kotsou, M. - Lasaridi, K.E.: 2007. Microbial community dynamics and stability assessment during green waste composting. *Global NEST Journal*. 9. 1: 35–41.
 54. Gellért M. - Ruepp-Vargay M.: 2001. Mindennapi komposztálás. Öko-Fórum Alapítvány. Budapest.
 55. Glathe, H. - Küster, E. - Niese, G. - Von Klopotek, A.: 1985. Biologie der Rotteprozesse bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen. Müll-Handbuch, Kz 5200, 2. Lfg. Erich Schmidt Verlag, Berlin. 147.
 56. Golueke, C. G.: 1977. Biological Reclamation of Solid Wastes. Rodale Press. Emmaus. USA.
 57. Golueke, C. G.: 1981. Principles of biological resource recovery. *Biocycle*. 22. 36-40.
 58. Golueke, C. G.: 1986. Compost research accomplishments and needs. *Biocycle*. 27. 40-43.
 59. Gonzalez-Vila, F. J. - Saiz-Jiménez, C. - Martín, F.: 1982. Identification of free organic chemicals found in composted municipal refuse. *Journal of Environmental Quality*. 11. 251-254.
 60. Guardia, A. D. - Petiot, C. - Rogeau, D. - Druilhe, C.: 2008. Influence of aeration rate on nitrogen dynamics during composting. *Waste Management*. 28. 575-587.
 61. Guerra-Rodríguez, E. - Alonso, J. - Melgar, M.J. - Vázquez, M.: 2006. Evaluation of heavy metal contents in co-composts of poultry manure with barley wastes or chestnut burr/leaf litter. *Chemosphere*. 65. 1801–1805.
 62. Gyuricza Cs. – Hegyesi J. – Kohlheb N.: 2011. Rövid vágásfordulójú fűz (*Salix sp.*) energiaültetvény termesztésének tapasztalatai és életcikluselemzésének eredményei. *Növénytermelés*. 60. 2: 45-65.

63. *Harada, Y. - Inoko, A.*: 1980a. Relationship between cation-exchange capacity and degree of maturity of city refuse compost. *Soil Science and Plant Nutrition*. 26. 353-362.
64. *Harada, Y. - Inoko, A.*: 1980b. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Science and Plant Nutrition*. 26. 357-364.
65. *Harada, Y. - Inoko, A. - Tadaki, M. - Izawa, T.*: 1981. Maturing process of city refuse compost during piling. *Soil Science and Plant Nutrition*. 27. 3: 57-64.
66. *Hassen, A. - Belguith, K. - Jedidi, N. - Cherif, A. - Cherif, M. - Boudabous, A.*: 2001. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresource Technology*. 80. 3: 217–225.
67. *Haug, R. T.*: 1980. *Compost Engineering, Principles and Practice*. Ann Arbor Science, Michigan. USA.
68. *Haug, R.T.*: 1993. *The Practical Book of Compost Engineering*. Lewis Publishers. Boca Raton. FL. USA.
69. *Hegedűs M. – Schmidt J. - Rafai P.*: 1998. Állati eredetű melléktermékek hasznosítása. Mezőgazda Kiadó. Budapest. 17-37.
70. *Hegedűs, M. – Sziebert, I.*: 1987. Az állathullák, az állati eredetű hulladékok és melléktermékek hasznosításának gyakorlati kérdései. I. A begyűjtés, a feldolgozás és a hasznosítás gyakorlata takarmányozási szempontból. *Magyar Állatorvosok Lapja*. 42. 327-331.
71. *Helfrich, P. - Chefetz, B. - Hadar, Y. - Chen, Y. - Schnabl, H.*: 1998. A novel method of determining phytotoxicity in composts. *Compost Science and Utilization*. 6. 6-13.
72. *Helmecki B.*: 1994. Mezőgazdasági mikrobiológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
73. *Henry, C.L. - Harrison, R.B.*: 1996. Carbon fraction in compost and compost maturity tests. [In Magdoff, F.R., M. A. Taabatabai and E.A. Harlon (szerk.) *Soil Organic Matter. Analysis and Interpretation SSA.*] Special publication. 46. 51-67. Soil Science Society of America. Madison. Wisconsin.
74. *Herbel Zs. – Bálint B.- Takács M. – Tóth A. – Perei K. – Bagi Z. – Rákhely G. – Kovács L. K.*: 2007. Állati eredetű hulladékok biológiai úton történő hasznosítása. *TSF Tudományos Közlemények*. 7:3. 577-581.

75. *Herczeg J.*: 2000. Élelmiszeripari hulladék komposztálása. *Műszaki Információ*. 2. 45-48.
76. *Hernando, S. - Lobo, M.C. - Polo, A.*: 1989. Effect of the application of a municipal refuse compost on the physical and chemical properties of a soil. *Science of Total Environment*. 81/82. 589- 596.
77. *Hertelendy, K.*: 1974. Paper chromatography, a quick method to determine the degree of humification. *IRCWD News (WHO)*. 7. 1-3.
78. *Hortenstine, C.C. - Rothwell, D.F.*: 1973. Pelletized municipal refuse compost as a soil amendment and nutrient source for sorghum. *Journal of Environment*. 2. 343-345.
79. *Hseu, Z.Y.*: 2004. Evaluating heavy metal contents in nine composts using four digestion methods. *Bioresource Technology*. 95. 53–59.
80. *Huang, G.F. - Wong, J.W.C. - Wu, Q.T. - Nagar, B.B.*: 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management*. 24. 805–813.
81. *Hue, N.V. - Liu, J.*: 1995. Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization*. 3. 8–15.
82. *Ianotti, D. A. - Pang, T. - Tóth B.L. - Elwell, D.L. - Keener, H.M. - Hoitink, H.A.J.*: 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science and Utilization*. 1. 52–65.
83. *Inbar, Y. - Chen, Y. - Hadar, Y. - Verdonck, O.*: 1988. Composting of agricultural wastes for their use as container media: Simulation of the composting process. *Biological Wastes*. 26. 4: 247-259.
84. *Inbar, Y. - Hadar, Y. - Chen, Y.*: 1993. Recycling of cattle manure. The composting process and and characteriazation of maturity. *Journal of Environmental Quality*. 22. 857-863.
85. *Inoue, Y. - Watanabe, K. - Kitamura, K.*: 2001. Prototype time-domain reflectometry probes for measuerement of moisture content near the soil surface for applications to „on-the-move” measurements. *Agricultural Water Management*. 50. 41-52.
86. *Ishii, K. - Fukui, M. - Takii, S.*: 2000. Microbial succession during a composting process as evaluated by denaturing gradient gel electrophoresis analysis. *Journal of Applied Microbiology*. 89. 768–777.

87. *Iwegbue, C. M. A. - Egun, A. C. - Emuh, F. N. - Isirimah, N. O.:* 2006. Compost maturity evaluation and its significance to agriculture. *Pakistan Journal of Biological Sciences*. 9. 15: 2933-2944.
88. *Iványi L.:* 2008. Szénhidrogén-szennyezések kockázatfelmérésének módszertani fejlesztése. Tudományos Diákköri Dolgozat. Debreceni Egyetem. Debrecen.
89. *JBS Environmental Services and Technologies Pty Ltd.:* 1998: US EPA Method 6200 Field Portable X-ray Fluorescens. NITON XRF training seminars.
90. *Jimenez, E. I. - Garcia, V. P.:* 1989. Evaluation of city refuse compost maturity. *Biological Wastes*. 27. 115-142.
91. *Jimenez, E. I. - Garcia, V. P.:* 1992. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 38. 331-343.
92. *Jørgensen, R. G. - Müller, T. – Meyer, B.:* 1988. Spezifische Zellkomponenten von Organismen in der Substanz als Indikator der Zersetzung und Bestimmung der Biomasse, Anwendung auf eine Kompostierung von Weizenstroh. *Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 56. 191-196.
93. *Kádár I. - Petróczki F.- Hámori V. – Morvai B.:* 2009. Kommunális szennyvíziszap, illetve vágóhídi hulladék komposzt hatása a talajra és a növényre szabadföldi kísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. 58. 1: 121-136.
94. *Kaiser, J.:* 1996. Modelling composting as a microbial ecosystem: a simulation approach. *Ecological Modelling*. 91:1-3. 25-37.
95. *Kalamdhad, A. S. - Singh, Y. K. - Ali, M. - Khwairakpamb, M. - Kazmi A. A.:* 2009. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves. *Bioresource Technology*. 100. 6442–6450.
96. *Kalniczky, D. J. - Singhvi, R.:* 2001. Field portable XRF analysis of environmental samples. *Journal of Hazardous Materials*. 83. 93-122.
97. *Kanat, G. - Demir, A. - Ozkaya, B. - Bilgili, M.S.:* 2006. Addressing the operational problems in a composting and recycling plant. *Waste Management*. 26. 1384–1391.
98. *Kárpáti Á.:* 2002. Komposztálás. Szennyvíziszap rothasztás és komposztálás, Ismeretgyűjtemény. Veszprémi Egyetem. Veszprém. 19-96.
99. *Kayhanian, M. - Tscobanoglous, G.:* 1992. Computation of C/N ratios of Organic Wastes. *Biocycle*. 33. 5: 58.
100. *Kocsis I.:* 2005. Komposztálás. Szaktudás Kiadó Ház. Budapest.

101. *Kosobucki, P. - Chmarzynski, A. - Buszewski, B.:* 2000. Sewage Sludge Composting. *Polish Journal of Environmental Studies.* 9. 4: 243-248.
102. *Kovács B. - Széles É. – Prokisch J.:* 2008. Problems and opportunities of selenium analysis by inductively coupled plasma mass spectrometry in plant and soil samples, *Cereal Research Communications.* 36. 1: 459-462
103. *Kovács D. - Kardos G. - Füleky Gy.:* 2007a. Effect of acid treatment and composting on bones used as fertilizer. *Acta Agronomica Hungarica.* 55. 1: 115–123.
104. *Kovács D. - Rózsáné Szűcs B. - Füleky Gy.:* 2007b. Komposztok érettségének meghatározása oxigénfogyasztás, szén-dioxid termelés mérésével és önhevülési teszttel. *Agrokémia és talajtan.* 56. 2: 301-316.
105. *Kovács E. - Tamás J.:* 2002. Terepi röntgen-floreszcens spektrofotométer megbízhatóságának elemzése. [In: Proc. Innováció, A tudomány és a gyakorlat egysége az ezredforduló agráriumban]. Környezetvédelem. Debrecen. 11-17.
106. *Krogmann, U.:* 1994. Kompostierung – Grundlagen zur Einsammlung und behandlung von bioabfällen unterschiedlicher zusammensetzung. *Hamburger Berichte.* 7. Economica Verlag. Bonn. 1-437.
107. *Krogmann, U. - Körner, I.:* 2000. Technology and strategies of composting. [In: Rehm, H.J., Reed, G. (szerk.). *Biotechnology – Environmental Processes III.* 11c.] 127-150.
108. *KSH.:* 2000. Magyar Statisztikai Évkönyv, 1999. Budapest.
109. *KSH.:* 2009. Magyar Statisztikai Évkönyv, 2008. Budapest.
110. *Kulcu, R. - Yaldiz, O.:* 2004. Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. *Bioresource Technology.* 93. 49–57.
111. *Kutzner, H.J.:* 2000. Microbiology of composting. [In: Rehm, H.J., Reed, G. (szerk.). *Biotechnology – Environmental Processes III.* 11c.] 127-150.
112. *Liang, B.C. - Gregorich, E.G. - Schnitzer, M. - Schulten, H.R.:* 1996. Characterization of water extracts of two manures and their adsorption on soils. *Soil Science Society of America Journal.* 60. 1758–1763.
113. *Liang, C. - Das, K.C. - McClendon, R.W.:* 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology.* 86. 131–137.
114. *Lasaridi, K.E. - Stentiford, E.I.:* 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Research.* 32. 3717–3723.

115. *Lashermes, G. - Barriusoa, E. - Le Villio-Poitrenaud, M. – Houot, S.:* 2012. Composting in small laboratory pilots: Performance and reproducibility. *Waste Management*. 32:2. 271-277.
116. *Lau, D. C.W. - Wu, M. M. W.:* 1987. Manure composting as an option for utilization and management of animal waste. *Resources and Conservation*. 13. 2-4: 145-156.
117. *Lax, A. - Roig, A. - Costa, F.:* 1986. A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant and Soil*. 94. 349-355.
118. *Leton, T.G. - Stentiford, E.I.:* 1990. Control of aeration in static pile composting. *Waste Management & Research*. 8. 4: 299-306.
119. *Li, Z. – Yu, R. - Shi, L. - Xu, J. - Zhang, M. – Wang, Q.:* 1991. Valence-state speciation of sulfur by x-ray fluorescence spectrometry and Kalman filtering. *Analytica Chimica Acta*. 248. 1: 257-261.
120. *Logsdon, G.:* 1989. New sense of quality comes to compost. *BioCycle*. 30. 12: 48.
121. *Loch J.:* 2000. Agrokémia. DATE. Egyetemi jegyzet
122. *Madejón, E. - Díaz, M. J. - López, M. - Cabrera, F.:* 2002. New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Bioresource Technology*. 85. 73–78.
123. *Mainoo, N. O. K. - Barrington, S. - Whalen, J. K. - Sampedro, L.:* 2009. Pilot-scale vermicomposting of pineapple wastes with earthworms native to Accra, Ghana. *Bioresource Technology*. 100. 5872–5875.
124. *Marchaim, U. - Levanon, D. - Danai, O. - Musaphy, S. - Chen Y. - Inbar, Y. - Klinger I.:* 1991. A suggested solution for slaughterhouse wastes: Uses of the residual materials after anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. 37. 2: 127-134.
125. *Martinson, S.:* 1990. Green waste composting. *Biocycle*. 31:10. 76-78.
126. *Mathur, S.P. - Owen, G. - Diné, H. - Schnitzer, M.:* 1993. Determination of compost biomaturity 1. Literature-Review. *Biological Agriculture and Horticulture*. 10. 65–85.
127. *McCartney, D. - Tingley, J.:* 1998. Development of a rapid moisture content method for compost materials. *Compost Science and Utilization*. 6. 14–25.

128. Mézes L. - Bíró T. - Tamás J. - Petis M.: 2007. Baromfi toll hőkezelése és mikrobiális előkezelése biogáz célú hasznosításhoz. *Agrártudományi Közlemények*. 27. 113-118.
129. Mézes L. - Bíró T. - Petis M. - Tamás J.: 2008. Keratin-tartalmú hulladékok üzemi méretű biológiai előkezelése. *Acta Agraria Debreceniensis*. 30. 59-65.
130. Mézes, L.: 2011. Mezőgazdasági és élelmiszeripari biogáz-termelés optimalizálása. Debreceni Egyetem. Debrecen. Doktori értekezés.
131. Miyatake, F. - Iwabuchi, K.: 2005. Effect of high compost temperature on enzymatic activity and species diversity of culturable bacteria in cattle manure compost. *Bioresource Technology*. 96. 1821–1825.
132. Mohee, R. – White, R.K. – Das, K.C.: 1998. Simulation model for composting cellulosic (Bagasse) substrates. *Compost Science and Utilization*. 6. 2:82-92.
133. Molnár J. - Farkasné Fekete M.: 2003. A makrogazdasági környezet néhány meghatározó elemének hatása az agrárgazdaságra. Birtokviszonyok és mérrethatékonyság. Agroinform Kiadó és Nyomda Kft. Budapest. 9-26.
134. Morel, J. L. - Colin, F. - Germon, J. C. - Godin, P. - Juste, C.: 1985. Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. [In: J. K. R. Gasser (szerk.). *Composting of Agricultural and other Wastes.*] Elsevier Applied Science Publishers. London and New York. 56-72.
135. Morel, J. L. – Guckert, A. – Nicolardot, B. – Benistant, D. – Catroux, G. – Germon, J. C.: 1986. Physicochemical parameters and biological stability of urban wastes during composting. *Agronomie*. 6:8. 693-701.
136. Mouazen, A. M. - De Baerdemaeker, J. - Ramon, H.: 2005. Towards development of on-line soil moisture content sensor using a fibre-type NIR spectrophotometer. *Soil & Tillage Research*. 80. 171–183.
137. Nagy A. - Kovács E. - Kovács E. - Tamás J.: 2006. Heavy metal pollution mapping of abandoned mining site by airborne hyperspectral image analysis. *Cereal Research Communications*. 34. 53-57.
138. Nagy P.T.: 2000. Égetéssel működő elemvizsgáló alkalmazhatósága talaj- és növényvizsgálatokhoz. *Agrokémia és Talajtan*. 49. 521-534.
139. Nagy T.: 2005. A termokamera, avagy a csörgőkígyó stratégiája II. Tanulmány a Hexium Műszaki Fejlesztő Kft. részére. Hexium Kft. Budapest.

140. Nakasaki, K. - Yaguchi, H. - Sasaki, Y. - Kubota, H.: 1992. Effects of C/N ratio on thermophilic composting of garbage. *Journal of Fermentation and Bioengineering*. 73. 1: 43-45.
141. Nakasaki, K. - Othaki, A.: 2002. A simple numerical model for predicting organic matter decomposition in a fed-batch composting operation. *Journal of Environmental Quality*. 31. 3: 997-1003.
142. Ndegwa, P.M. – Thompson, S.A. – Merka, W.C.: 2000. A dynamic simulation model of *in situ* composting of caged layer manure. *Compost Science and Utilization*. 8. 3:190-202.
143. Neves, L. - Gonçalo, E. - Oliveira, R. – Alves M.M.: 2008. Influence of composition on the biomethanation potential of restaurant waste at mesophilic temperatures. *Waste Management*. 28. 965-972.
144. Nieuwenhuize, J. - Maas, Y. E. M. - Middelburg J. J.: 1994. Rapid analysis of organic carbon and nitrogen in particulate materials. *Marine Chemistry*. 45. 3: 217-224.
145. Ogunwande, G.A. - Osunade, K. O. - Adekalu, K. O. - Ogunjimi, L. A. O.: 2008. Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency. *Bioresource Technology*. 99. 7495–7503.
146. OHT II.: 2009. Országos Hulladékgazdálkodási Terv 2014- ig.
147. Oliver, M.A. - Webster, R.: 1990. Kriging: a method of interpolation for geographical information systems. *International Journal of Geographical Information Systems*. 4. 3: 313–332.
148. Pálfi Á.: 1996. A mikrobátömeg és aktivitás viszonya szilárd hulladék biológiai lebomlása során. *Környezetvédelem*. 13-14. 84-91.
149. Petróczki F. - Késmárki I.: 2003. A komposztálás jelentősége. *Acta Agronomica Óváriensis*. 45. 2: 203-213.
150. Petróczki F.: 2004. Effect of sewage sludge and slaughterhouse waste compost on plant growth. *Acta Agronomica Hungarica*. 52. 3: 253–261.
151. Petróczki F.: 2005. Kommunális szennyvíziszapból készült komposzt hatása a növényi fejlődésre és beltartalomra. Doktori értekezés. Veszprémi Egyetem. Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar. Keszhely.
152. Radics L.: 2001. Ökológiai gazdálkodás. Dinasztia Kiadó. Budapest. 93-99.
153. Ragályi P. - Kádár I.: 2008. Processed slaughterhouse waste application on calcareous sandy soil. *Acta Agronomica Ovariensis*. 50. 1: 95–101.

154. *Raut, M.P. - Prince William, S. P. M. - Bhattacharyya, J. K. - Chakrabarti, T. - Devotta, S.*: 2008. Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste – A compost maturity analysis perspective. *Bioresource Technology*. 99. 6512–6519.
155. *Richard, T. L.*: 1992. Municipal solid waste composting: Physical and biological processing. *Biomass and Bioenergy*. 3. 3-4: 163-180.
156. *Riffaldi, R. - Levi-Minzi, R. - Saviozzi, A.*: 1983. Humic fractions of organic wastes. Agriculture. *Ecosystems & Environment*. 10. 353-359.
157. *Riffaldi, R. - Levi-Minzi, R. - Pera, A. - Bertoldi, M.* 1986. Evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analysis. *Waste Management Resource*. 4. 387-396.
158. *Rózsáné Szűcs B. – Simon M.*: 2006. Komposzt minősítése oxigénfogyasztás mérésével. Kutatások az Eötvös József Főiskolán. Eötvös József Főiskolai Kiadó. Baja. 245-254.
159. *Rózsáné Szűcs B. – Simon M.*: 2009. Rothasztott szennyvíziszap komposztálásának méretezése kísérleti eredmények alapján. Kutatások az Eötvös József Főiskolán. Eötvös József Főiskolai Kiadó. Baja. 245-253.
160. *Rynk, R. - Kamp, M. - Willson, G.B. - Singley, M.E. - Richard, T.L. - Kolega, J.J. - Gouin, F.R. - Laliberty, L. - Kay, D. - Murpy, D.W. - Hoitink, H.A.J. - Brinton, W.F.*: 1992. On-Farm Composting Handbook. NRAES-54. Cooperative Extension Service. North Regional Agricultural Engineering Service. Ithaca. NY. USA. 186.
161. *Sanchez-Monedero, M.A. - Roig, A. - Cegarra, J. - Bernal, M.P.*: 1999. Relationships between water-soluble carbohydrate and phenol fractions and the humification indices of different organic wastes during composting. *Bioresource Technology*. 70. 193–201.
162. *Salminen, E. – Rintala, J.*: 2002. Anaerobic digestion of organic sold poultry slaughterhouse waste - a review. *Bioresource Tecnology*. 83. 13-26.
163. *Saviozzi, A. - Levi-Minzi, R. - Riffaldi, R.*: 1988. Maturity evaluation of organic wastes. *Biocycle*. 198. 54-179.
164. *Senesi, N. - Brunetti, G.*: 1996. Chemical and physico-chemical parameters for quality evaluation of humic substances produced during composting. *The Science of Composting*. 4. 243-248.

165. *Senesi, G.S. - Baldassarre, G. - Senesi, N. - Radina, B.*: 1999. Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. *Chemosphere*. 39. 343–377.
166. *Shefsky, S.*: 1997. Comparing Field Portable X-Ray Fluorescence (XRF) to laboratory analysis of heavy metals in soil. International symposium of field screening methods for hazardous wastes and toxic chemicals. Las Vegas. Nevada. USA.
167. *Shepard, D.*: 1968. A two-dimensional interpolation function for irregularly spaced data. [In Proc. 23rd Association of Computing Machinery National Conference]. Association of Computing Machinery. New York. USA. 517–524.
168. *Shi, W. - Norton, J. M. – Miller, B. E. – Pace, M. G.*: 1999. Effects of aeration and moisture during windrow composting on the nitrogen fertilizer values of dairy waste composts. *Applied Soil Ecology*. 11:1. 17–28.
169. *Sikora, L. J. – Sowers. M. A.*: 1985. Effect of temperature control on the composting process. *Journal of Environmental Quality*. 14:3. 434-439.
170. *Simándi P. - Kocsis I. – Fórizs K.*: 2002. Szerves anyag vizsgálati módszer továbbfejlesztése. Tartamkísérletek, tájtermesztés, vidékfejlesztés Nemzetközi Konferencia. Debrecen. 299-302.
171. *Simándi P. – Kocsi I. – Takayanagi, M. – Inubushi, K.*: 2007. A szén- és nitrogénforgalom tanulmányozása aktív levegőztetett és prizmás komposztálási technológiákban. *TSF Tudományos Közlemények*. 7:1. 141-152.
172. *Simándi P.*: 2008. Különböző szerves hulladékok és kezelésük után keletkezett termékek kémiai vizsgálata. Doktori értekezés. Debreceni Egyetem. Debrecen.
173. *Simon L. - Prokisch J. - Győri Z.*: 2000. Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nehézfém-akkumulációjára. *Agrokémia és Talajtan*. 49. 247-255.
174. *Smith, D. C. - Hughes, J. C.*: 2004. Changes in maturity indicators during the degradation of organic wastes subjected to simple composting procedures. *Biology and Fertility of Soils*. 39. 280-286.
175. *Sole-Mauri, F. – Illa, J. – Magrí, A. – Prenafeta-Boldú, F. X. – Flotats, X.*: 2007. An integrated biochemical and physical model for the composting process. *Bioresource Technology*. 98:17. 3278-3293.
176. *Som, M.P. - Lemée, L. - Amblés, A.*: 2009. Stability and maturity of a green waste and biowaste compost assessed on the basis of a molecular study using

- spectroscopy, thermal analysis, thermodesorption and thermochemolysis. *Bioresource Technology*. 100. 4404-4416.
177. *Sopper, W.E.*: 1989. Utilisation of sewage sludge in the United States for mine land reclamation. [In: Hall, J.E. (szerk). *Alternative uses for sewage sludge.*] Pergamon Press. England. 21-40.
178. *Stahlschmidt, V.*: 1978. The biological oxygen demand by composting. [In 3rd Brazilian and 1st Pan America Public Clearing Congress]. Sao Paulo. Brazil. 22-25 August.
179. *Stefanovits P. - Filep Gy. - Füleky, Gy.*: 1999. Talajtan. Mezőgazda Kiadó. Budapest. 470.
180. *Stentiford, E.I.*: 1996. Composting control: principles and practice. [In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (szerk). *The Science of Composting: Part I.*] Chapman and Hall Inc. London. England. 49–59.
181. *Streli, C. - Pepponi, G. - Wobrauschek, P. - Beckhoff, B. - Ulm, G. – Pahlke, S. – Fabry, L. - Ehmann, T. - Kanngießner, B. - Malzer, W. – Jark W.*: 2003. Analysis of low Z elements on Si wafer surfaces with undulator radiation induced total reflection X-ray fluorescence at the PTB beamline at BESSY II. *Spectrochimica Acta*. 58. 2113–2121.
182. *Suehara, K. I. - Ohta, Y. - Nakano, Y. - Yano, T.*: 1999. Rapid measurement and control of the moisture content of compost using near-infrared spectroscopy. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 87. 6: 769-714.
183. *Sugahara, K. - Inoko, A.*: 1981. Composition analysis of humus and characterization of humic aci obtained from city refuse compost. *Soil Science and Plant Nutrition*. 27. 2: 213-224.
184. *Szabó A.*: 2000. Bevezetés a mezőgazdasági mikrobiológiába. Egyetemi jegyzet. Debreceni Egyetem. Debrecen.
185. *Szili-Kovács T.*: 1985. A szennyvíziszap elhelyezés talajmikrobiológiai problémái. *Agrokémia és Talajtan*. 34. 486-493.
186. *Tamás J.*: 1986. Szennyvíziszap hatása a talaj termékenységére. Debreceni Agrártudományi Egyetem. *Tudományos Közlemények*. Debrecen. 80-95.
187. *Tamás J.*: 1990. Szennyvíziszap elhelyezés és hatása a környezetre. Debreceni Agrártudományi Egyetem. *Tudományos Közlemények*. Debrecen. 1-125.
188. *Tamás J.*: 1995. Szennyvíziszapokkal terhelt talajok nehézfémforgalma. Debreceni Agrártudományi Egyetem. *Tudományos Közlemények*. 31. 101-112.

189. *Tamás J.*: 2008. Vízkezelés és szennyvíztisztítás. Egyetemi jegyzet. Debreceni Egyetem.
190. *Tamás J. - Fehér J.*: 2010. Decision support for sludge disposal strategy development to resolve urban and regional water resources management conflicts. *Water Practice and Technology*. 1-9.
191. *Tandy, S. - Healey, J.R. - Nason, M. A. - Williamson, J.C. - Jones D. L.*: 2009. Remediation of metal polluted mine soil with compost: Co-composting versus incorporation. *Environmental Pollution*. 157. 690–697
192. *Tölggyessy J. - Piatrik M. - Kontič, B. - Schmidt, R. - Szakál P.*: 2001. Solid waste chemistry and management. Matej Bel University. Banská Bystrica. 15-76.
193. *Tschobanoglous, G. - Theisen, H. - Elissan, R.*: 1977. Solid Wastes, Engineering Principles and Management Practices. McGraw-Hill book Co. New York. USA.
194. *Tschobanoglous, G. - Theisen, H. - Vigil, S.*: 1993. Integrated Solid Waste Management. McGraw-Hill Inc, New York.
195. *Treiman, A.H.*: 2000. ALTA reflectance spectrometer introduction and classroom lessons. Lunar and Planetary Institute. USA
196. *Uri Zs. E.*: 2007. Települési szennyvíziszapok termesztett növényekre és talajra gyakorolt hatásának vizsgálata. Debreceni Egyetem. Debrecen. (Doktori értekezés)
197. *Uri Zs. – Simon L.*: 2011. A szennyvíziszapokkal kezelt talaj „felvehető” elemtartalma és a növényi nehézfém-felvétel közötti kapcsolat vizsgálata. *Talajvédelem Különszám*. 431-438.
198. *Van der Hoeck, K. W. - Oosthoeck, J.*: 1985. Composting: odour emission and odour control by biofiltration. [In: J. K. R. Gasser (szerk.). Composting of Agricultural and other Wastes]. Elsevier Applied Science Publishers. London & New York. 271-279.
199. *Vermes L.*: 2001. Vízgazdálkodás. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó. Budapest.
200. *Vidékfejlesztési Minisztérium.*: 2010. Tájékoztató - Magyarország településeinek szennyvízelvezetési és –tisztítási helyzetéről, a települési szennyvíz kezeléséről szóló 91/271/EGK irányelv Nemzeti Megvalósítási Programjáról. Vidékfejlesztési Minisztérium. Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Államtitkárság.

201. *Watanabe, M. - Kurihara, K.:* 1982. Physico-chemical characteristics of municipal refuse compost for agricultural use. *Bulletin of the National Institute of Agricultural Sciences Japan*. 33. 95-164.
202. *Weber, J. - Karczewska, A. - Drozd, J. - Licznar, M. - Licznar, S. - Jamroz, E. - Kocowicz, A.:* 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology & Biochemistry*. 39. 1294–1302.
203. *Webber, M.D. – Duvoort-Van Engers, L.E. – Berglund, S.:* 1985. Future developments in sludge disposal strategies. [In: (Davis, R.D. – Hanei, H. – L’Hermite szerk.). *Factors Influencing Sludge Utilisation Practices in Europe*]. Elsevier Applied Science Publishers. London and New York. 103-116,
204. *Werner, W. – Scherer, H.W. – Reinartz, F.:* 1989. Experiences of the usage of heavy amounts of sewage sludge for reclaiming opencast mining areas and amelioration of very steep and stony vineyards. [In: Hall, J.E. (szerk). *Alternative uses for sewage sludge.*]. Pergamon Press. Oxford. Anglia. 71-82.
205. *Whang, D.S. – Meenaghan, G.F.:* 1980. Kinetic model of composting process. *Compost Science/Land Utilization*. 21. 3:43-46.
206. *Wiley, J.S. – Pearce, G.W.:* 1957. A preliminary study of high-rate composting. *Transaction of American Society of Civil Engineering*. 1009–1034.
207. *Wong, M. H.:* 1985. Phytotoxicity of refuse compost during the process of maturation. *Environmental Pollution. Series A*. 37. 159-174.
208. *Wu, L. - Ma, L. Q. - Martinez, G. A.:* 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolid compost. *Journal of Environmental Quality*. 29. 424-429.
209. *Yañez, R. - Alonso, J. L. - Díaz, M. J.:* 2009. Influence of bulking agent on sewage sludge composting process. *Bioresource Technology*. 100. 5827–5833.
210. *Zentay T.:* 1990. Agyag- és riolitásványok alkalmazása a nagy- és kiskgazdaságokban különös tekintettel a hajtattott, a szántóföldi zöldség, a szőlő- és gyümölcsstermelésre és a szervestrágyák, hulladékok kezelésére. *Agrokémia és Talajtan*. 39. 1-2: 251-253.
211. *Ziegenfuss, P. S. - Williams, R. T. - Myler, C. A.:* 1991. Hazardous materials composting. *Journal of Hazardous Materials*. 28. 1-2: 91-99.

212. Zhang, Y. – Lashermes, G. – Houot, S. – Doublet, J. – Steyer, J. P. – Zhu, Y. G. – Barriuso, E. – Garnier, P.: 2012. Modelling of organic matter dynamics during the composting process. *Waste Management*. 32:1. 19-30.
213. Zhu, N.: 2007. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresource Technology*. 98. 9–13.
214. Zmora-Nahum, S. - Markovitch, O. - Tarchitzky, J. - Chen, Y.: 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology & Biochemistry*. 37. 2109–2116.
215. Zucconi, F. - Pera, A. - Forte, M. - De Bertoldi, M.: 1981a. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*. 22. 54-57.
216. Zucconi, F. - Forte, M. - Monaco, A. - De Bertoldi, M.: 1981b. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle*. 22. 27-29.
217. Zucconi, F. - Monaco, A. - Forte, M. - De Bertoldi, M.: 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. [In: J. K. R. Gasser (szerk.). *Composting of Agricultural and other Wastes*]. Elsevier Applied Science Publishers. London & New York. 73-85.

Rendeletek

1. **71/2003. (VI. 27.) FVM rendelet** az állati hulladékok kezelésének és a hasznosításukkal készült termékek forgalomba hozatalának állat-egészségügyi szabályairól
2. Az Európai Tanács **1999/31/EK irányelve** (1999. április 26.) a hulladéklerakókról
3. **41/1997. (V. 28.) FM rendelet** az Állat-egészségügyi Szabályzat kiadásáról
4. **50/2001. (IV. 3.) Korm. Rendelet** a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól
5. **36/2006. (V. 18.) FVM rendelet** a termésművelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról
6. **20/2006. (IV. 5.) KvVM rendelet** a hulladéklerakással, valamint a hulladéklerakóval kapcsolatos egyes szabályokról és feltételekről

9. Publikációs tevékenység az értekezés témakörében

Tudományos közlemény idegen nyelvű, lektorált folyóiratban

- **Hunyadi, G.** - Tamás, J. - Bíró T.: 2009. Reflectance as a Possible Method to Determine Mixing Rate and Homogeneity of Compost Prisms. *Analele Universitatii Din Oradea. Fascicula: Protectia Mediului*. 14:163-173. ISSN: 1224-6255

Tudományos közlemény idegen nyelvű, hazai lektorált folyóiratban:

- **Hunyadi, G.** – Bíró, T. – Mézes, L. – Burai, P.: 2008. Establishing the conditions of agricultural utilization of rotted sewage sludge with composting. *Cereal Research Communications*. 36.5:807–810. ISSN: 0133–3720.
- **Hunyadi, G.** – Bíró, T. – Tamás, J. – Csatári, G.: 2008. Examination of the temperature distribution of compost prisms according to the recipe and the retention time. *Acta Agraria Debreceniensis*. 283–287. ISSN: 1588–8363.
- **Hunyadi G.:** 2010. Evaluation of sewage sludge based composting technology to increase soil buffering capacity. *Növénytermelés*. 59:49–52. ISSN: 0546–8191.

Tudományos közlemény magyar nyelvű, hazai lektorált folyóiratban:

- **Hunyadi, G.** – Bíró, T. – Piskolczy, M. – Tamás, J.: 2008. Termékorientált szennyvíziszap komposztálási technológiák kidolgozása az AKSD Kft. gyakorlatában. *Acta Agraria Debreceniensis*. 30:33–36. ISSN: 1587–1282.
- **Hunyadi, G.** – Bíró, T. – Mézes, L. – Tamás, J.: 2009. A komposzt-homogenitás vizsgálatának új lehetőségei szennyvíziszap alapú komposztprizmák esetében. *Acta Agraria Debreceniensis*. 35:49–52. ISSN: 1587–1282.
- **Hunyadi, G.** – Bíró, T. – Tamás, J. – Mézes, L. – Kosárkó, M.: 2008. Rothasztott szennyvíziszap felhasználásával kialakított komposztrecepturák tápanyagtartalmának vizsgálata. *Talajvédelem*. 395–402. ISSN: 1216–9560.
- **Hunyadi, G.:** 2010. Komposzt keverési-arány meghatározásának módszertani kidolgozása. *Acta Agraria Debreceniensis*. 42:29–33. ISSN: 1587–1282.

- **Hunyadi, G.** – Tamás, J.: 2010. Hőfelvételek és interpolációs eljárások alkalmazhatósága komposztprizmák felszíni hőmérsékletének vizsgálatára. *Acta Agraria Kaposváriensis*. 14.3:293–302.
- **Hunyadi, G.** – Bíró, Gy. – Tamás, J.: 2012. Reflektancia alkalmazhatósága a komposztérettség meghatározására. *Acta Agraria Debreceniensis*. 46:31–36.

Tudományos közlemény idegen nyelvű, lektorált konferencia–kiadványban:

- **Hunyadi, G.** – Bíró, T. – Tamás, J. – Mézes, L.: 2008. The effect of C/N ratio and fraction distribution on oxygen–consumption of compost prisms during slaughtered waste composting. [In: Koutev, V. (ed.) Potential for simple technology solutions in organic manure management. 13th RAMIRAN International Conference.] Albena, Bulgaria. 413–416. ISBN: 978–954–9067671–6–3.
- **Hunyadi, G.** – Bíró, T. – Mézes, L. – Tamás, J.: 2009. Changes of temperature and gas–concentration of compost prisms during slaughtered waste composting. [In: Kuntz, A. (ed.). I. International Symposium on Animal Waste Management.] Florianópolis, Santa Catarina State, Brazil. 79–83.
- **Hunyadi, G.** – Tamás, J.: 2010. New methods to analyze the degradation process of composting. [In: Lasaridi, K., Manios, T., Bidlingmaier, W., Abeliotis, K., de Bertoldi, M., Diaz, L., Stentiford, E., I. (ed). 7th ORBIT International Conference. Organic Resources in the Carbon Economy.] Thessaloniki, Greece. 1201–1208. ISBN: 978–960–6865–28–3.

Tudományos közlemény idegen nyelvű, nem lektorált konferencia–kiadványban:

- **Hunyadi, G.** – Bíró, T. – Mézes, L. – Tamás, J.: 2008. New methods of compost homogeneity determination in sewage sludge based compost prisms. [In Proc.: IV. World Congress of Agronomists and professional in Agronomy.] Madrid, Spain. 128–132.
- **Hunyadi, G.** – Tamás, J. – Kosárkó, M.:2010. Coherences between the inside and surface temperature in sewage sludge based compost prisms [In Proc: ECSM 2010. 2nd European Conference on Sludge Management.] Budapest, Hungary. 1–8.

Tudományos közlemény magyar nyelvű, nem lektorált konferencia–kiadványban:

- **Hunyadi, G.** – Bíró, T. – Tamás, J. – Thyll, Sz. – Mézes, L.: 2008. Komposztálási technológiák hatása a szennyvíziszap mikroelem tartalmára. [In: Tóth G. (szerk.). 50. Jubileumi Georgikon Napok.] Keszthely.1–6. ISBN: 978–963–9639–32–4.

Mellékletek

I. melléklet. Alapanyagok jellemzői

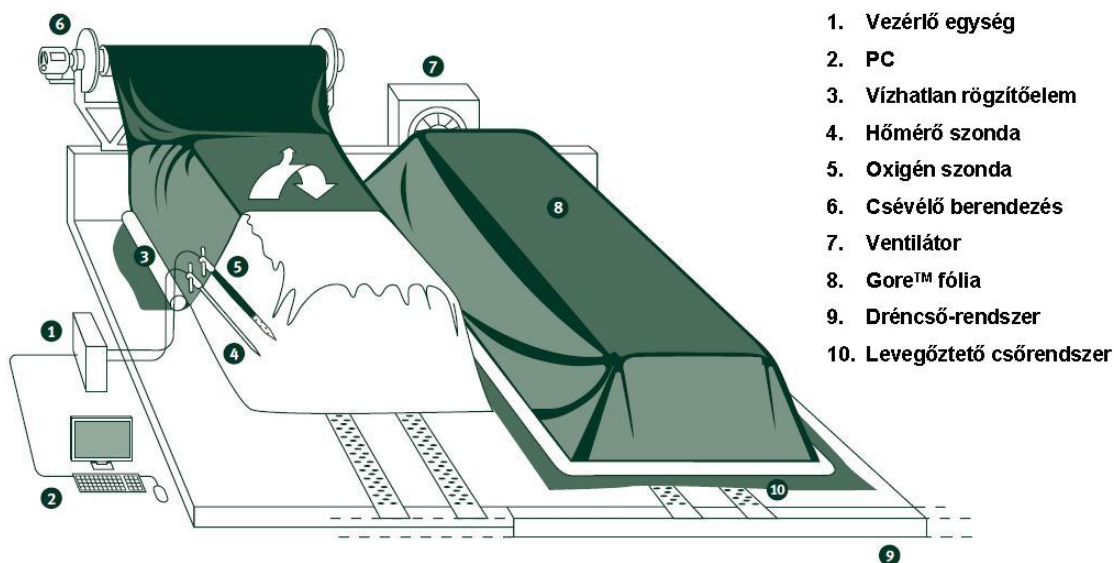
Anyag	Az érték típusa	N m/m%	C:N arány	Nedvességtartalom m/m%	Térfogattömeg
		(száraz a.)	%	(nedves a.)	kg/m ³
TERMÉSMARADVÁNYOK ÉS ZÖLDSÉG/GYÜMÖLCSTERMESZTÉS HULLADÉKAI					
Alma szűrletpogácsa	Általában	1,2	13	60	709,8
Almaseprő	Általában	1,1	48	88	924,5
Alma feldolgozás iszapja	Általában	2,8	7	59	836,7
Kukoricacsutka	Tartomány	0,4-0,8	56-123	9-18	-
	Általában	0,6	98	15	330,6
Gabonaszár	Általában	0,6-0,8	60-73	12	19,0
Selejtburgonya	Általában	-	18	78	913,2
Gyümölcshulladék	Tartomány	0,9-2,6	20-49	62-88	-
	Általában	1,4	40	80	-
Burgonya feldolgozás iszapja	Általában	-	28	75	931,0
Paradicsom feldolgozás iszapja	Általában	4,5	11	62	-
Zöldségtermesztés	Általában	2,7	19	87	939,9
Zöldség hulladék	Általában	2,5-4	11-13	-	-
TRÁGYÁK					
Broiler alom	Tartomány	1,6-3,9	12-15	22-46	448,3 – 608,4
	Általában	2,7	14	37	512,4
Szarvasmarha	Tartomány	1,5-4,2	11-30	67-87	725,2 – 992,7
	Általában	2,4	19	81	864,6
Kötött tartású tehenészet	Általában	2,7	18	79	-
Szabad tartású	Általában	3,7	13	83	-
Lótrágya - általános	Általában	1,4-2,3	22-50	59-79	720,5 – 960,7
	Általában	1,6	30	72	817,7
Tojótyúk trágya	Tartomány	4-10	3-10	62-75	816,6 – 960,7
	Általában	8,0	6	69	877,0
Birka trágya	Tartomány	1,3-3,9	13-20	60-75	-
	Általában	2,7	16	69	-

Disznó trágya	Tartomány	1,9-4,3	9-19	65-91	-
	Átlagosan	3,1	14	80	-
Pulyka alom	Általában	2,6	16	26	464,3
Élelmiszerhulladék	Általában	1,9-2,9	14-16	69	-
Derítő tartalma	Általában	5,5-6,5	6-10	-	-
VÁROSI HULLADÉK					
Házi papírhulladék	Általában	0,2-0,25	127-178	18-20	-
Házi hulladék (kevert étel és papír)	Általában	0,6-1,3	34-80	-	-
Szennyvíziszap	Tartomány	2-6,9	5-16	72-84	637,5 – 1037,8
Aktivált iszap	Általában	5,6	6	-	-
Lebontott iszap	Általában	1,9	16	-	-
SZÉNA, SZALMA, SZILÁZS					
Gabona szilázs	Általában	1,2-1,4	38-43	65-68	-
Széna - általános	Tartomány	0,7-3,6	15-32	8-10	-
	Átlagosan	2,10	-	-	-
Hüvelyesek szénája	Tartomány	1,8-3,6	15-19	-	-
	Átlagosan	2,5	16	-	-
Egyéb széna	Tartomány	0,7-2,5	-	-	-
	Átlagosan	1,3	32	-	-
Szalma - általános	Tartomány	0,3-1,1	48-150	4-27	34,4 – 224,2
	Átlagosan	0,7	80	12	134,6
Zabszalma	Tartomány	0,6-1,1	48-98	-	-
	Átlagosan	0,9	60	-	-
Búzaszalma	Tartomány	0,3-0,5	100-150	-	-
	Átlagosan	0,4	127	-	-
FA ÉS PAPÍR					
Keményfa hánca	Tartomány	0,10-0,41	116-436	-	-
	Átlagosan	0,241	223	-	-

Puhafa háncsa	Tartomány	0,04 - 0,39	131-1285	-	-
	Átlagosan	0,14	496	-	-
Hullámossá vált kartonlemez	Általában	0,10	563	8	153,6
Fűrésztelevi hulladék	Általában	0,13	170	-	-
Újságpapír	Általában	0,06-0,14	398-852	3-8	115,6 – 143,5
Fűrészpor	Tartomány	0,06-0,8	200-750	19-65	207,6 – 266,9
	Átlagosan	0,24	442	39	243,1
Faapríték	Általában	-	-	-	263,9 – 367,7
Keményfa apríték	Tartomány	0,06-0,11	451-819	-	-
	Átlagosan	0,09	560	-	-
Puhafa apríték	Tartomány	0,04-0,23	212-1313	-	-
	Átlagosan	0,09	641	-	-
KÖZTERÜLETI HULLADÉK ÉS EGYÉB NÖVÉNYI ANYAGOK					
Fűnyesedék	Tartomány	2,0-6,0	9-25	-	-
	Átlagosan	3,4	17	82	-
Laza	Általában	-	-	-	177,9 – 237,2
Tömörített	Általános	-	-	-	296,5 – 474,4
Levél	Tartomány	0,5-1,3	40-80	-	-
	Átlagosan	0,9	54	38	-
Száraz, laza	Általában	-	-	-	59,3 – 177,9
Nedves, tömörödött	Általában	-	-	-	237,2 – 296,5
Vágott cserje	Általában	1,0	53	15	254,4
Vágott fa	Általában	3,1	16	70	768,5

(Rynk et al., 1992 alapján)

II. melléklet. GORETM technológia (www.gore.com)



III. melléklet. Nyitott rendszerű komposztprizma



IV. melléklet. A COFUNA oltóanyag összetétele

Alapanyag	m/v%
Szőlőtörköly	80
Baromfitrágya	10
Natur tőzeg	3
Dolomitörlemény	2
Biomass oltóanyag	5

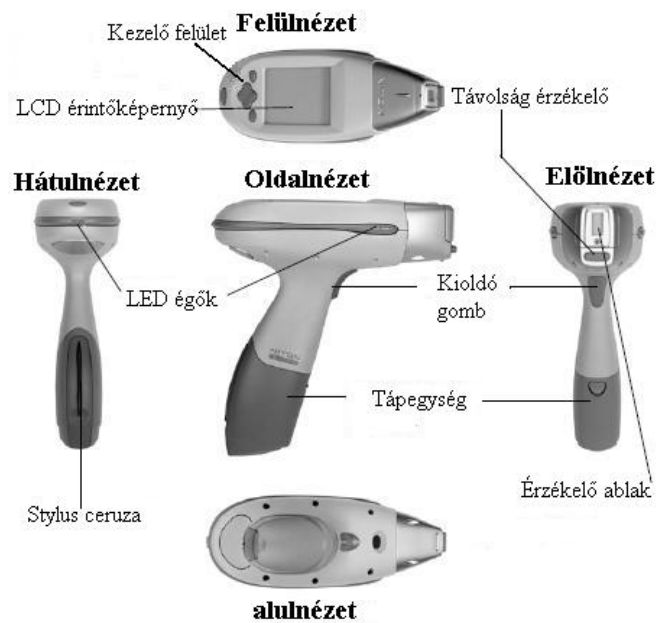
V. melléklet. A komposztcellák feltöltve és kitárolva



VI. melléklet. Talajfúró



VII. melléklet. A NITON készülék (JBS Environmental Services and Technologies Pty Ltd., 1998)



VIII. melléklet. Kazalhőmérő



IX. melléklet. PYROLATER-12 hőkamera



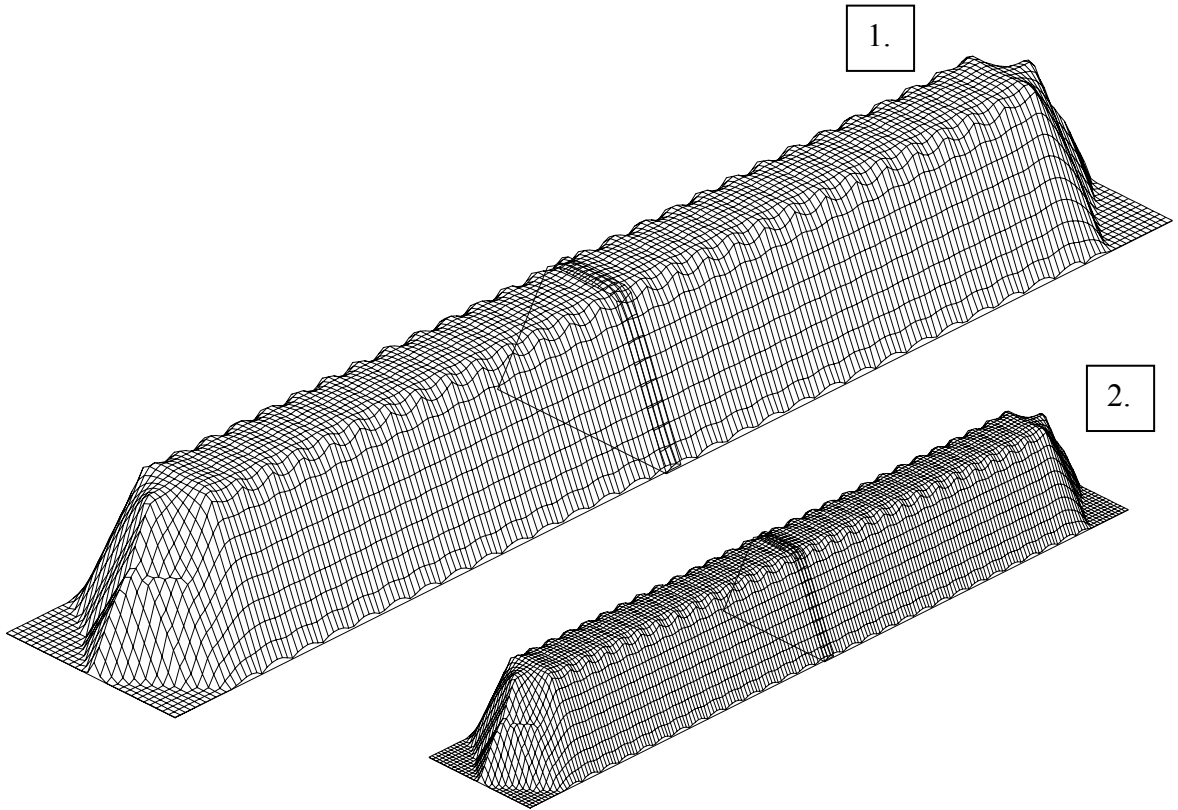
X. melléklet. ALTA II. terepi hordozható spektrofotométer



XI. melléklet. XYZ-koordináták generálásához készített makró

```
Sub coordinates()  
,  
' coordinates Macro  
' Record date: 2010.02.10.  
,  
' Shortcut key: Ctrl+g  
,  
  
    Range(Selection, Selection.End(xlDown)).Select  
    Selection.Cut  
    Range("A1").Select  
    Selection.End(xlDown).Select  
    ActiveSheet.Paste  
    Columns("B:B").Select  
    Selection.Delete Shift:=xlToLeft  
    Range("B1").Select  
End Sub
```

XII. melléklet. A prizma méretváltozásának szemléltetése (1. degradáció kezdete, 2. degradáció vége)



XIII. melléklet. Az egyes keverékek anyagmérlegei
1. prizma

Oxigén-bevitel 22,7 g	Oxigén-bevitel 22,7 g	Ammónia 0,4 g	Ammónia 0,4 g
Kiindulási alapanyag 100 g	Nedvesség- tartalom 51,6 g	Szén-dioxid 28,9 g	Szén-dioxid 28,9 g
		Vízgőz (nedvesség) 43,5 g	Vízgőz 51,6 g
	Vízgőz-deg. 8,1 g	Komposzt 41,7 g	
	Nedv. Tart. 8 g		
	Szervesa. 14,7 g		
Hamu 19,0 g	Hamu 19,0 g		
Input		Output	

2. prizma

Oxigén-bevitel 19,3 g	Oxigén-bevitel 19,3 g	Ammónia 0,6 g	Ammónia 0,6 g
Kiindulási alapanyag 100 g		Szén-dioxid 26,4 g	Szén-dioxid 26,4 g
		Vízgőz (nedvesség) 39 g	Vízgőz 46,6 g
		Vízgőz-deg. 5,2 g	Komposzt 45,8 g
		Nedv. Tart. 7,2 g	
		Szervesa. 15,2 g	
Szerves anyag 30,4 g	Hamu 23,4 g		
Hamu 23,4 g			
Input		Output	

3. prizma

Oxigén-bevitel 18,7 g	Oxigén-bevitel 18,7 g	Ammónia 0,5 g	Ammónia 0,5 g
Kiindulási alapanyag 100 g		Szén-dioxid 24,9 g	Szén-dioxid 24,9 g
		Vízgőz (nedvesség) 45 g	Vízgőz 52,6 g
		Vízgőz-deg. 7,6 g	Komposzt 36,9 g
		Nedv. Tart. 8,3 g	
		Szervesa. 10,4 g	
Szerves anyag 28,5 g	Hamu 18,2 g		
Hamu 18,2 g			
Input		Output	

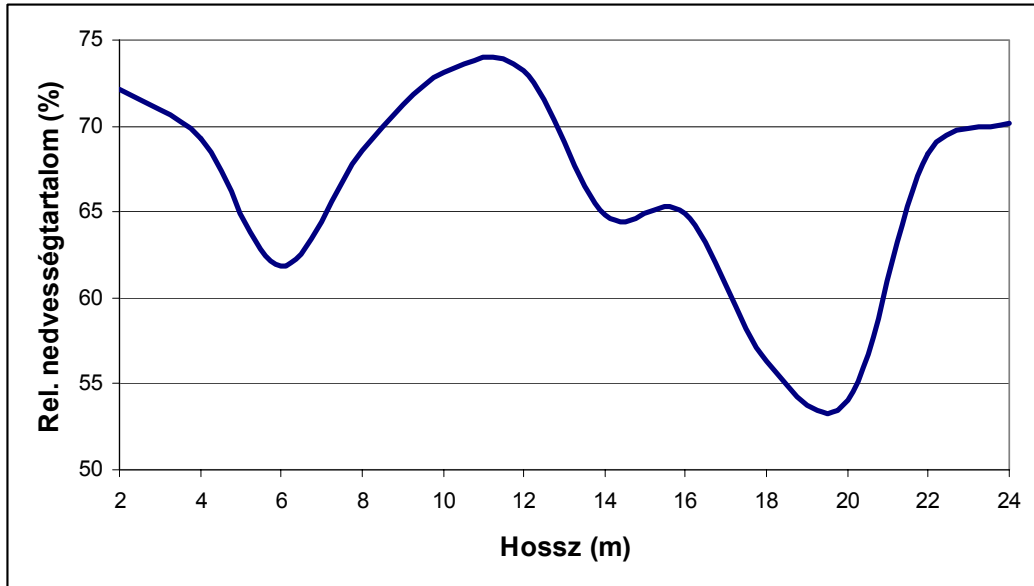
4. prizma

Oxigén-bevitel 20,5 g	Oxigén-bevitel 20,5 g	Ammónia 0,6 g	Ammónia 0,6 g
Kiindulási alapanyag 100 g	Nedvesség- tartalom 41,1 g	Szén-dioxid 28,5 g	Szén-dioxid 28,5 g
		Vízgőz (nedvesség) 34,7 g	Vízgőz 42,8 g
		Vízgőz-deg. 8,1 g	Komposzt 48,6 g
	Szerves anyag 33,4 g	Nedv. Tart. 6,4 g	
	Hamu 25,5 g	Szervesa. 16,7 g	
		Hamu 25,5 g	
Input		Output	

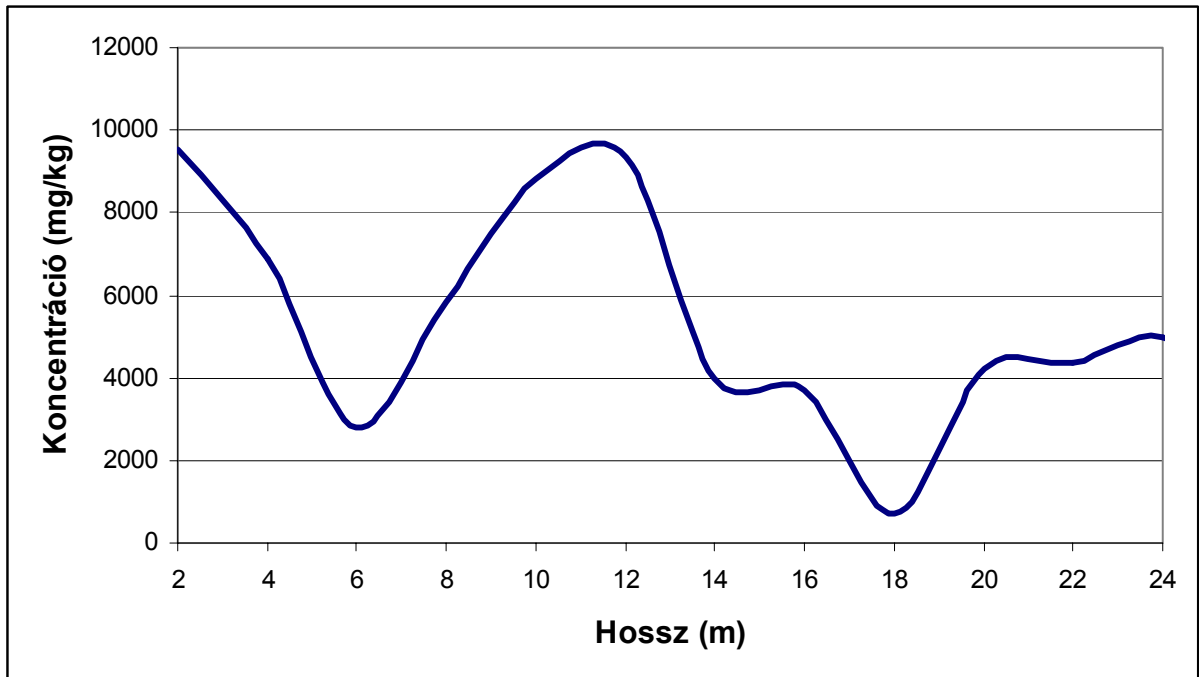
5. prizma

Oxigén-bevitel 23,8 g	Oxigén-bevitel 23,8 g	Ammónia 0,6 g	Ammónia 0,6 g
Kiindulási alapanyag 100 g	Nedvesség- tartalom 42,6 g	Szén-dioxid 31,2 g	Szén-dioxid 31,2 g
		Vízgőz (nedvesség) 35,9 g	Vízgőz 46 g
		Vízgőz-deg. 10 g	Komposzt 46 g
	Szerves anyag 36,3 g	Nedv. Tart. 6,6 g	
	Hamu 21,2 g	Szervesa. 18,1 g	
		Hamu 21,2 g	
Input		Output	

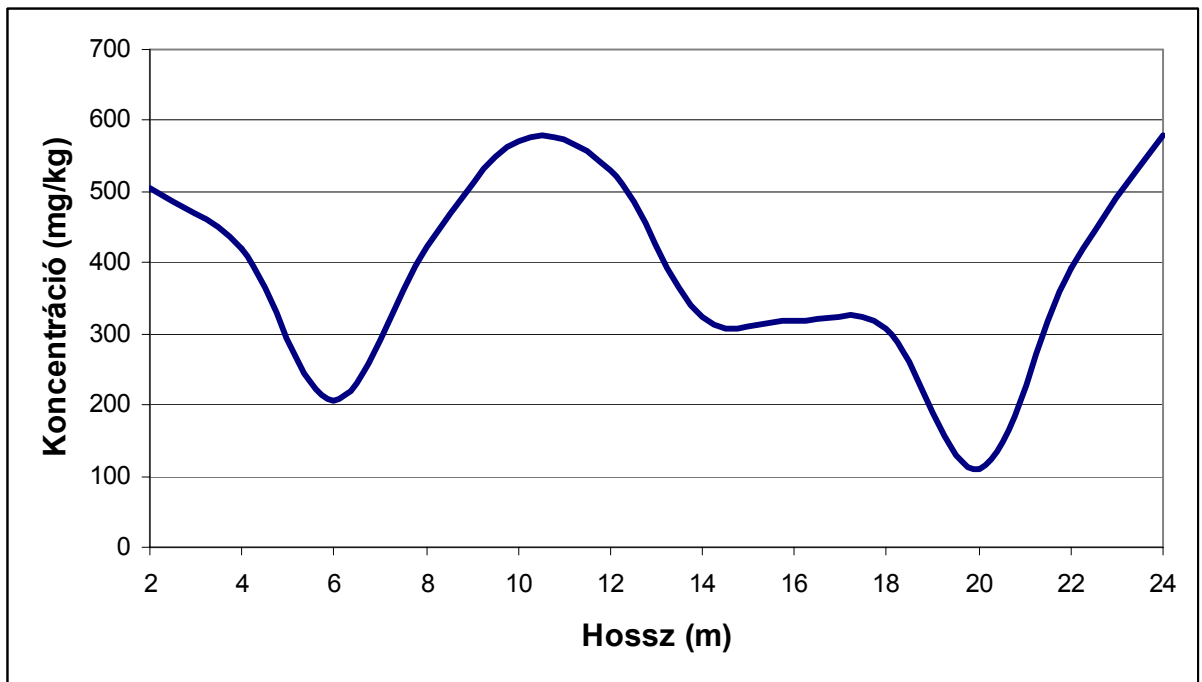
**XIV. melléklet. A relatív nedvességtartalom változása a mérési hossz függvényében
1m magasságban**



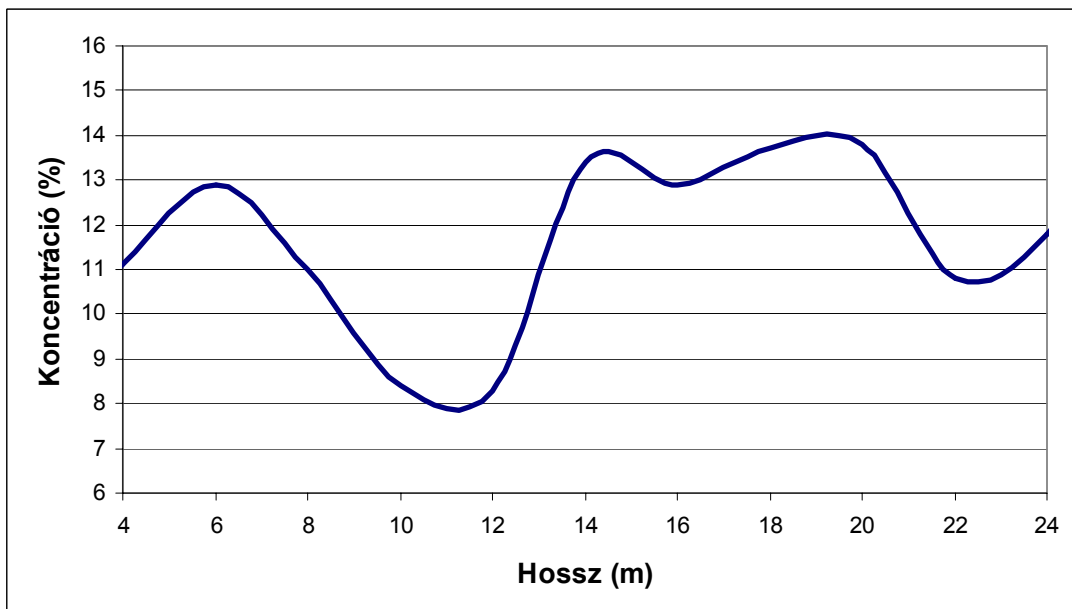
**XV. melléklet. A vas koncentrációjának változása a mérési hossz függvényében 1m
magasságban**



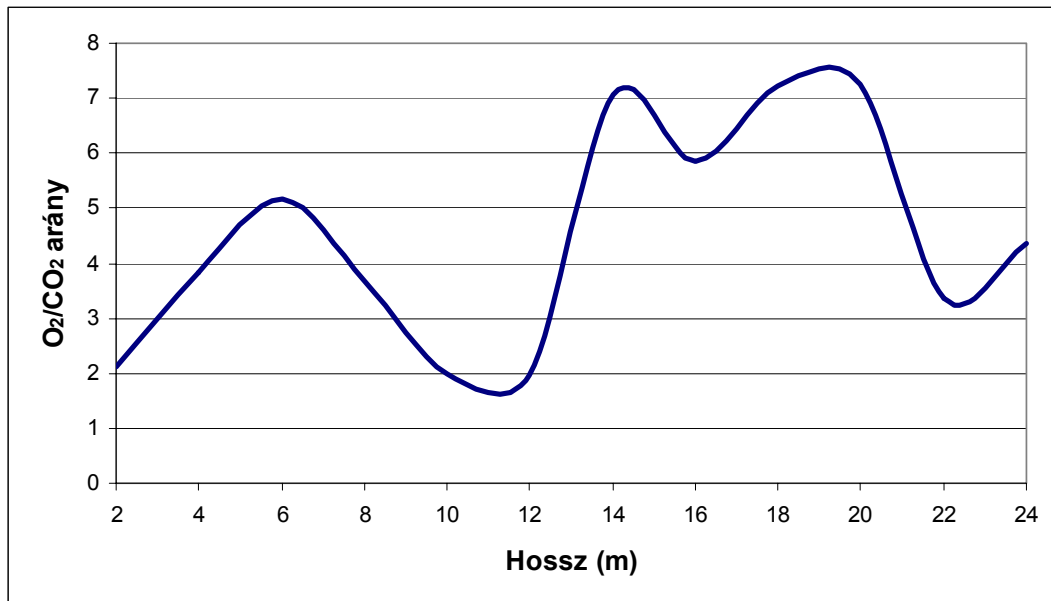
XVI. melléklet. A cink mennyiségének változása a mérési hossz függvényében 1m magasságban



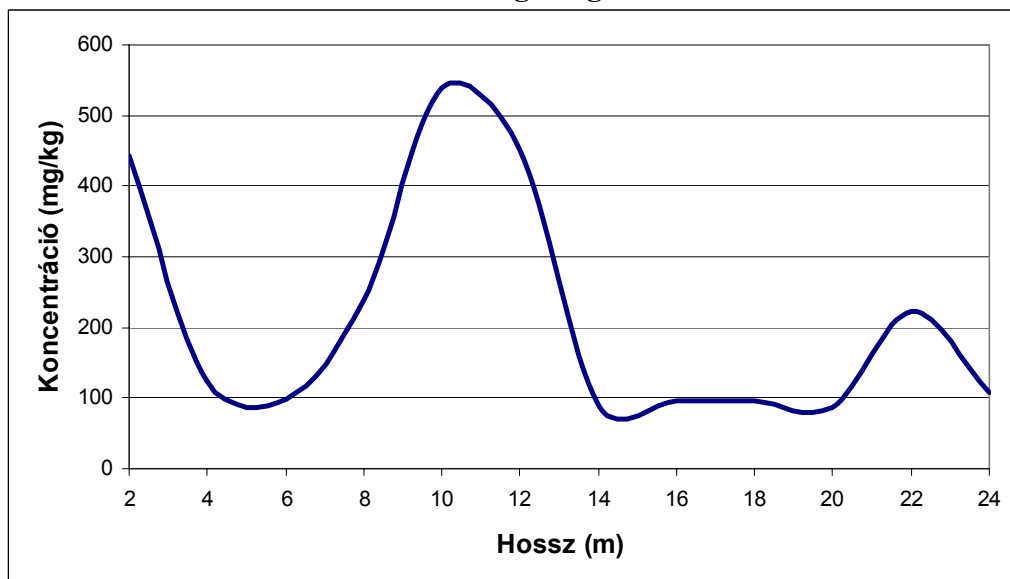
XVII. melléklet. Az oxigén-koncentráció változása a mérési hossz függvényében 1 m-es magasságban



XVIII. melléklet. Az O₂/CO₂ arány változása a mérési hossz függvényében 1 m-es magasságban



XIX. melléklet. Az ammónia-koncentráció változása a mérési hossz függvényében 1 m-es magasságban



NYILATKOZATOK

NYILATKOZAT

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem, Agrár és Műszaki Tudományok Centruma, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Karán a Kerpely Kálmán Növénytermesztési, Kertészeti és Regionális Tudományok Doktori Iskola keretében készítettem el a Debreceni Egyetem, AGTC, MÉK doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2012.

.....

a jelölt aláírása

NYILATKOZAT

Tanúsítom, hogy Hunyadi Gergely doktorjelölt 2007-2012 között a fent megnevezett Doktori Iskola keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló tevékenységével meghatározóan hozzájárult, az értekezés a jelölt önálló munkája. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2012.

.....

témavezető aláírása

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetet mondok konzulensemnek Prof. Dr. Tamás Jánosnak (DE, AGTC MÉK, Víz- és Környezetgazdálkodási Intézet) és az Intézet munkatársainak a kutatásban, az eredmények elemzésében és az értekezés elkészítésében nyújtott segítségükért.

Köszönöm Dr. Bíró Tibornak (Károly Róbert Főiskola, Környezettudományi Intézet), aki 2007-2009 között munkámat iránymutatásaival és meglátásaival segítette.

Ezúton köszönöm Prof. Dr. Simon László és Prof. Dr. Füleky György opponensi észrevételeit és szakmai javaslatait, mellyel hozzájárultak a doktori értekezés végleges formájának elkészítésében.

Megköszönöm az A.K.S.D. Kft. munkatársainak, különösen Kosárkó Melindának és Piskolczi Miklósnak, a BátorTrade Kft. vezetőjének Dr. Petis Mihálynak és Molnár László telepvezetőnek, hogy lehetővé tették vizsgálataimat, gyakorlati tapasztalataikkal segítették munkámat.

Szeretném megköszönni az Murányi Eszter, Kovács Nóra, Cziczér János, Bugyi Aliz, Molnár Mihály, Balla Orsolya, Vincze Lajos, Lackó Dénes és Gönczi Gergely hallgatók segítségét, akik aktívan részt vettek a kutatás különböző fázisaiban

Végül, de nem utolsó sorban szeretném megköszönni családomnak a doktori fokozatszerzés teljes időtartamában nyújtott támogatását, türelmét.

Kutatásaim a Baross Gábor (2-2007-0027) Program támogatásával valósultak meg.